N° 320 | juillet – septembre 2018

Faune sauvage

le bulletin technique & juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage



Connaissance & gestion des espèces

La gestion adaptative des prélèvements cynégétiques

p. 4



© M. Benmergui/ONCFS

Supplément détachable en pages centrales
Tableaux de chasse ongulés sauvages Saison 2017-2018



« L'appropriation par chacun·e de ce nouveau mode de fonctionnement pour la chasse française est indispensable à son succès. »

© M. Benmergui/ONCFS



Faune sauvage N° 320 – 3e trimestre 2018 – parution octobre 2018

le bulletin technique & juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage
ONCFS – Mission Communication – 85 bis, avenue de Wagram – 75017 Paris – Tél. : 01 44 15 17 10 – Fax : 01 47 63 79 13

Directeur de la publication : Olivier Thibault
Rédacteur en chef : Richard Rouxel (richard.rouxel@oncfs.gouv.fr)
Comité de rédaction : Magali Brilhac, Élisabeth Bro, Antoine Derieux, David Gaillardon, Éric Hansen, Guillaume Rousset, Richard Rouxel, Gérard Ruven, Nirmala Séon-Massin
Service abonnement : Tél. : 01 30 46 60 25 – abonnement-faunesauvage@oncfs.gouv.fr
Vente au numéro : Service documentation – BP 20 – 78612 Le Perray-en-Yvelines
Tél. : 01 30 46 60 25 – doc@oncfs.gouv.fr
Prix : 5,60 € ttc le numéro (pays tiers : 6,00 € ttc)
Remise de 25 % à partir de 30 exemplaires, participation aux frais de port de 10 € de 30 à moins de 100 exemplaires et 20 € au-delà.



Conception : www.chromatiques.fr – **Réalisation** : Transfaire 04250 Turriers – www.transfaire.com
Impression : Jouve – Imprimé sur papier issu de forêts durablement gérées et par un imprimeur certifié Imprim'Vert.

ISSN 1626-6641 – Dépôt légal : octobre 2018

Le comité de rédaction remercie les auteurs, les photographes et les relecteurs pour leur contribution.

Éditorial



© Roxane Leverrier/ONCFS

Olivier Thibault,
Directeur général

La gestion adaptative des espèces chassées : vers une décision fondée sur la science et un débat apaisé

Alors que nous faisons face à un effondrement de la biodiversité que les scientifiques qualifient de 6e crise d'extinction, différents acteurs questionnent la place et le rôle de la chasse dans les réponses qui doivent être apportées. L'impact du prélèvement cynégétique sur les espèces en mauvais état de conservation est au cœur des débats, en balance avec la gestion des milieux mise en œuvre par les chasseurs pour favoriser la présence du gibier qui peut être bénéfique à bien d'autres espèces. L'essor important de certaines espèces, qui n'est pas sans impact pour les activités humaines, appelle par ailleurs une gestion efficace.

La faune sauvage, « *res nullius* », n'appartient toutefois à personne et constitue un patrimoine commun qui ne peut être monopolisé pour l'intérêt des uns ou des autres : il revient donc à l'État d'en assurer la préservation, en conciliation avec les différentes activités humaines concernées. Pour dépasser les querelles partisanes, la première étape est d'arriver à un constat commun, fondé sur la meilleure expertise disponible : quel est l'état de conservation des populations ? Comment est-il affecté par la chasse ? Comment diminuer le cas échéant les dégâts causés par une espèce ?

La gestion adaptative permet de traiter collectivement ces questions, en distinguant ce qui relève de l'expertise scientifique de ce qui doit être traité par une concertation avec les acteurs. En outre, la dynamique des populations animales est un processus complexe dans lequel interviennent de nombreux facteurs, et ce d'autant plus lorsqu'il s'agit d'espèces migratrices au long cours. La gestion adaptative peut être lancée avec les connaissances du moment et permettre de les améliorer au fur et à mesure de sa mise en œuvre.

Pour apporter les bases scientifiques indispensables à cette gestion éclairée, les spécialistes de l'ONCFS seront appuyés par leurs collègues de l'UMS Patrinat (AFB-MNHN-CNRS) et leurs travaux conjoints nourriront les avis d'un conseil scientifique indépendant placé auprès du ministre. Ces recommandations de gestion seront fondées à la fois sur l'abondance des populations chassées et sur la compréhension plus fine de leur dynamique et de l'impact de la chasse. Si nos connaissances sont déjà bien avancées sur l'état de conservation des espèces chassées et sur le fonctionnement de leurs populations, les prélèvements, indispensables à la gestion adaptative, restent encore dans l'ombre. Des approches statistiques robustes, à l'image de ce qui est mis en œuvre par l'INSEE pour recenser et décrire la population française, ont pourtant été développées à cette fin. C'est en couplant la déclaration obligatoire des prélèvements par chaque chasseur à cette nouvelle autorité scientifique avec la mise en œuvre régulière de ces enquêtes statistiques (à l'image de celle publiée dans ces colonnes par Aubry *et al.* en 2016 et dont la méthodologie est reprise dans ce numéro) que nous arriverons à la connaissance la plus complète et opérationnelle de ces tableaux. Ces données serviront également aux contrôles de police de la chasse effectués par l'ONCFS et apporteront à toutes les parties le gage que les décisions de gestion sont réellement mises en œuvre sur le terrain.

L'appropriation par chacun·e de ce nouveau mode de fonctionnement pour la chasse française est indispensable à son succès. Enfin, si la gestion adaptative des prélèvements constitue une avancée indéniable pour la biodiversité, elle ne doit pas pour autant se faire au détriment de la mobilisation nécessaire de tous les acteurs pour maintenir et restaurer des milieux favorables aux espèces de nos campagnes. ●

Sommaire

page 28


Connaissance & gestion des espèces

La vulnérabilité des troupeaux à la prédation du loup : un exemple d'accompagnement du pastoralisme dans le Queyras

Une étude a été conduite avec pour objectif de mieux comprendre les déterminants de la prédation du loup sur les troupeaux ovins dans le Parc naturel régional du Queyras. Une première partie a consisté à sonder un collège d'acteurs sur leur perception du risque de prédation, ce qui a permis d'identifier une liste de facteurs de vulnérabilité. Dans un deuxième temps, la pertinence des facteurs proposés au regard du risque réel a été analysée sur le territoire du PNR du Queyras et une cartographie de vulnérabilité à la prédation a été établie. Enfin, une démarche d'aide à la décision personnalisée et hiérarchisée pour réduire le risque a pu être préconisée, matérialisée par des arbres de décision selon le profil pastoral.

A.-L. Bonato, C. Duchamp, A. Goussot, F. Wursteisen, F. Poitevin



page 35


Connaissance & gestion des espèces

Inventaire des populations françaises d'ongulés de montagne Mise à jour 2016

Dans la continuité des précédents inventaires réalisés sur ce groupe d'espèces, un nouveau point de la situation est fait à partir des données collectées en 2016. Pour chaque espèce concernée, à savoir le chamois des Alpes, l'isard des Pyrénées, le mouflon de Corse, le mouflon méditerranéen, le bouquetin des Alpes et le bouquetin ibérique, des informations détaillées sur la répartition, le statut et la gestion des populations sont présentées, sous forme de texte et d'une fiche synthétique.

A. Barboiron, C. Saint-Andrieux, M. Garel, C. Calenge, B. Guibert



page 45


Connaissance & gestion des habitats

Brucellose des bouquetins du massif du Bargy : des secteurs plus ou moins impactés en lien avec la structuration socio-spatiale des femelles



En étudiant, entre 2013 et 2017, le chevauchement spatial des domaines vitaux d'individus suivis par colliers GPS et la répartition des observations visuelles d'individus marqués dans le massif du Bargy, les auteurs ont identifié une structuration socio-spatiale des femelles en au moins cinq unités, avec très peu voire pas d'échanges ou contacts au cours de l'année. Il est apparu qu'en plus de l'âge des bouquetins, cette structuration socio-spatiale des femelles contribue très fortement aux variations de séroprévalence dans l'ensemble de la population.

P. Marchand, E. Petit, C. Calenge, C. Toïgo, S. Anselme-Martin, E. Gilot-Fromont, J. Hars, S. Rossi

page 52


Connaissance & application du droit

Engins conçus pour la progression sur neige : les difficultés d'application du principe d'interdiction d'utilisation à des fins de loisirs

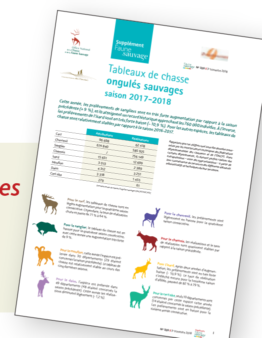
Faisant suite au sujet exposé dans le précédent numéro de *Faune sauvage* sur la circulation des véhicules terrestres à moteur dans les espaces naturels, le présent article fait cette fois le point de la réglementation encadrant la circulation des engins conçus pour la progression sur neige, autrement appelés « motoneiges ». Leur utilisation à des fins de loisirs fait l'objet d'un principe d'interdiction strict en raison notamment des nuisances à l'environnement, mais des difficultés d'application et une nouvelle dérogation en fragilisent la portée.



E. Woelfli

Supplément détachable en pages centrales

Tableaux de chasse ongulés sauvages Saison 2017-2018



La gestion adaptative des prélèvements cynégétiques

Léo Bacon, Matthieu Guillemain

ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Avifaune migratrice – La Tour du Valat, Le Sambuc, Arles.

Contact : leo.bacon@oncfs.gouv.fr


© M. Benmergui/ONCFS

La gestion adaptative des prélèvements est considérée de toutes parts comme le moyen d'encadrer de manière moderne, efficace et juste l'activité de chasse, en particulier pour les oiseaux migrateurs. Tout le monde ne partage cependant pas nécessairement la même définition de ce que la gestion adaptative implique. Nous présentons ici le processus de gestion adaptative de manière générale, puis la manière dont il a été appliqué à la gestion des prélèvements d'anatidés en Amérique du Nord. Son introduction en Europe pour la gestion des populations d'oies est également décrite.

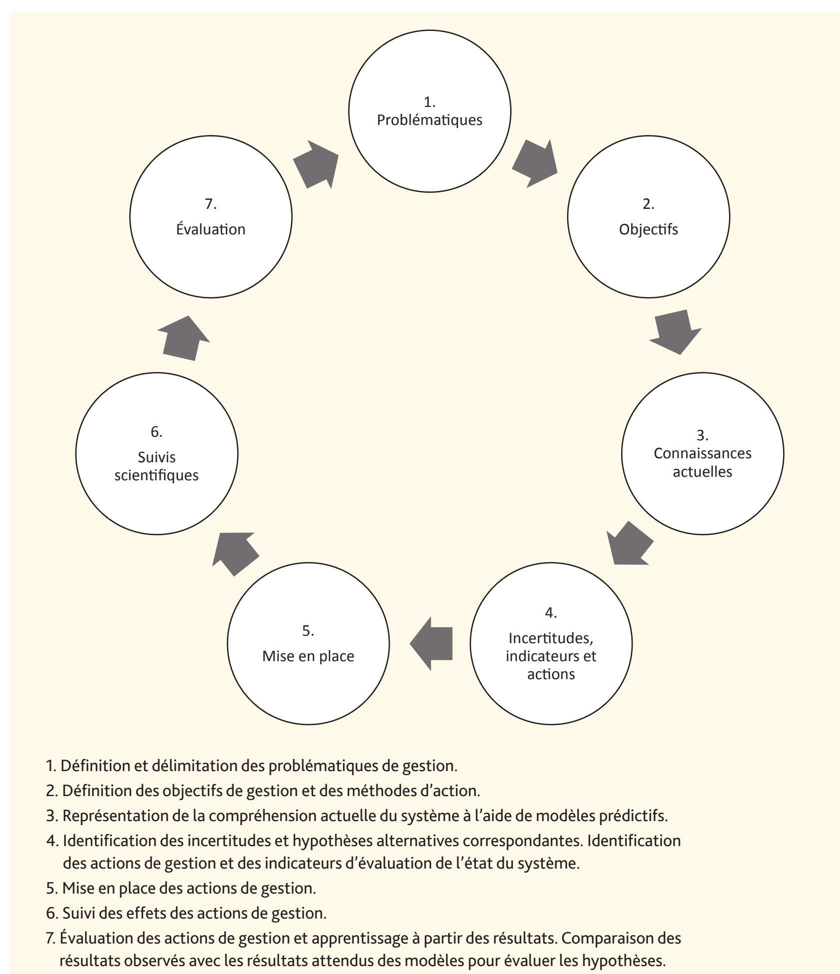
En Europe, la gestion et la conservation des systèmes naturels sont souvent envisagées à travers des étapes successives et relativement indépendantes. En amont, les scientifiques collectent des informations qu'ils analysent pour produire des résultats à l'intention des gestionnaires. Ces gestionnaires sont par la suite amenés à baser leurs décisions et actions de gestion en fonction des résultats reçus. Les interactions entre scientifiques et gestionnaires s'arrêtent généralement à ce transfert d'informations, ce qui limite la mise en place d'actions de gestion précises et efficaces car : 1) il est souvent difficile pour les scientifiques de déterminer concrètement jusqu'où peuvent porter leurs recommandations en pratique, 2) les systèmes naturels étant dynamiques, les gestionnaires font face à de nombreuses incertitudes lors de la mise en place et du suivi des actions de gestion. Une approche « classique » de gestion des systèmes naturels peut donc s'avérer inefficace. Dans ce cadre, une approche intégrée où scientifiques et gestionnaires collaborent de manière continue dans les processus décisionnels apparaît plus prometteuse.

Le principe de la gestion adaptive

La gestion adaptative est une gestion qui évolue avec l'état et les connaissances du système considéré (par exemple une population). Elle est conduite de manière à développer explicitement les

connaissances du système, pour répondre au mieux à sa dynamique et aux objectifs de gestion établis (Holling, 1978). Au cœur du principe de gestion adaptive repose la prise en compte de la connaissance imparfaite des processus qui régissent la dynamique du système (Keith *et al*., 2011). Un certain nombre d'hypothèses sont formulées (par exemple sur la manière dont le prélèvement affecte la tendance des effectifs), et ces hypothèses sont graduellement évaluées selon un cycle itératif de retour d'expérience, en confrontant les prédictions aux données effectivement récoltées sur le terrain. Ce processus d'apprentissage permet de développer la connaissance du fonctionnement du système, et en conséquence d'affiner les actions de gestion et d'améliorer leur efficacité (***figure***).

Figure **Processus de gestion adaptative.**
(Reproduit d'après Rist *et al.*, 2013 et Mathevet & Guillemain, 2016.)



1. Définition et délimitation des problématiques de gestion.
2. Définition des objectifs de gestion et des méthodes d'action.
3. Représentation de la compréhension actuelle du système à l'aide de modèles prédictifs.
4. Identification des incertitudes et hypothèses alternatives correspondantes. Identification des actions de gestion et des indicateurs d'évaluation de l'état du système.
5. Mise en place des actions de gestion.
6. Suivi des effets des actions de gestion.
7. Évaluation des actions de gestion et apprentissage à partir des résultats. Comparaison des résultats observés avec les résultats attendus des modèles pour évaluer les hypothèses.

Concertation : définition des problématiques et des objectifs de gestion

Une autre des caractéristiques de la gestion adaptative est qu'elle requiert, en amont, que les différentes parties prenantes se concertent pour définir et délimiter ensemble les problématiques liées au système d'intérêt. Sur la base de ces concertations, les objectifs de gestion et les différentes méthodes pour les atteindre (méthodes alternatives) sont définis (Rist *et al*., 2013). Ce processus est particulièrement sensible et critique pour l'initiation d'un programme de gestion adaptative, lorsque le système ciblé présente encore de nombreuses incertitudes, limitant la capacité à définir des objectifs et méthodes de gestion (par exemple pour s'accorder sur une taille de population cible idéale qui satisferait les contraintes et objectifs de chacun, et sur les moyens à mettre en œuvre pour y parvenir). Cependant, cette phase de concertation est absolument cruciale au bon fonctionnement du programme, de manière à assurer l'adhésion de tous au processus de gestion.

Connaissances actuelles, identification des incertitudes et des actions de gestion

En se basant sur les connaissances actuelles et les hypothèses qui expliquent la dynamique du système, des modèles prédictifs sont développés. Ces derniers permettent d'évaluer les coûts, bénéfices et conséquences des différentes méthodes de gestion proposées.

Cet état des connaissances permet de mettre en évidence les incertitudes qui pèsent sur les différents processus et les liens de causalité qui pourraient influencer la dynamique du système. Ces incertitudes sont prises en compte en établissant des hypothèses alternatives intégrées, elles aussi, dans des modèles prédictifs. Les résultats attendus issus des différents modèles prédictifs auront ainsi un rôle informatif pour orienter la décision des actions de gestion à mettre en place chaque année.

Mise en place des actions de gestion et suivi scientifique

Une fois les actions de gestion mises en place, le système géré est soumis à un suivi scientifique précis, et surtout très régulier. Ce suivi doit permettre de mesurer les indicateurs clés de l'état du système, tels que l'évolution de la taille de la population, sa composition (sexe et âge-ratios) et le niveau des prélèvements (Nichols & Williams, 2006).

Évaluation et apprentissage

Les résultats des suivis permettent dans un premier temps d'obtenir des connaissances à jour de l'état du système et d'observer ses réponses aux actions de gestion. Ces résultats observés sont par la suite confrontés aux résultats attendus des modèles prédictifs. Les proximités et divergences entre résultats observés et attendus permettront d'évaluer la cohérence des différentes hypothèses et de leurs alternatives, et ainsi d'affiner la compréhension des processus qui régulent la dynamique du système. Ce gain de connaissance est par la suite réintégré dans le cycle itératif pour ajuster en conséquence les actions de gestion.

En plus de cet ajustement périodique – souvent annuel – des actions de gestion, une réflexion collective peut être menée sur l'état du système, les objectifs souhaités (par exemple taille de la population) et les méthodes de gestion proposées, à une fréquence moins élevée. Cette réflexion doit se faire selon l'évolution des problématiques (par exemple apparition de conflits avec l'augmentation de la taille de la population), de l'état des connaissances ou des aspirations générales de la société. Outre les méthodes de gestion à court terme, la stratégie globale à long terme est donc elle aussi réévaluée à intervalles réguliers (Mathevet & Guillemain, 2016).



▲ *En Amérique du Nord, l'efficience de la gestion adaptative des anatidés est unanimement reconnue.*

Gestion adaptative des espèces exploitées

La description ci-dessus illustre bien que la gestion adaptative peut s'appliquer à une très large variété de situations. Appliquée aux ressources exploitées, elle permet d'ajuster les prélèvements autorisés à l'état des populations, en s'appuyant sur le développement des connaissances scientifiques et démographiques relatives à ces populations. La gestion adaptative des prélèvements n'est pas seulement une gestion « flexible », par laquelle la réglementation serait plus libérale lorsque la population est florissante, et les prélèvements autorisés plus contraints lorsque les effectifs diminuent. Elle vise à une compréhension plus fine du système d'intérêt (par exemple phénomènes de densité-dépendance, mortalité par la chasse additive/compensatoire – Nichols *et al.*, 2007) pour établir les actions de gestion les plus appropriées. La gestion adaptative des prélèvements est pratiquée pour une très vaste gamme de populations exploitées (Walters, 1976 ; Bormann *et al.*, 2007 ; U.S. Fish and Wildlife Service, 2017). Un cadre largement documenté de gestion adaptative des prélèvements d'espèces exploitées est celui des prélèvements d'oiseaux d'eau en Amérique du Nord (Nichols *et al.*, 2007).

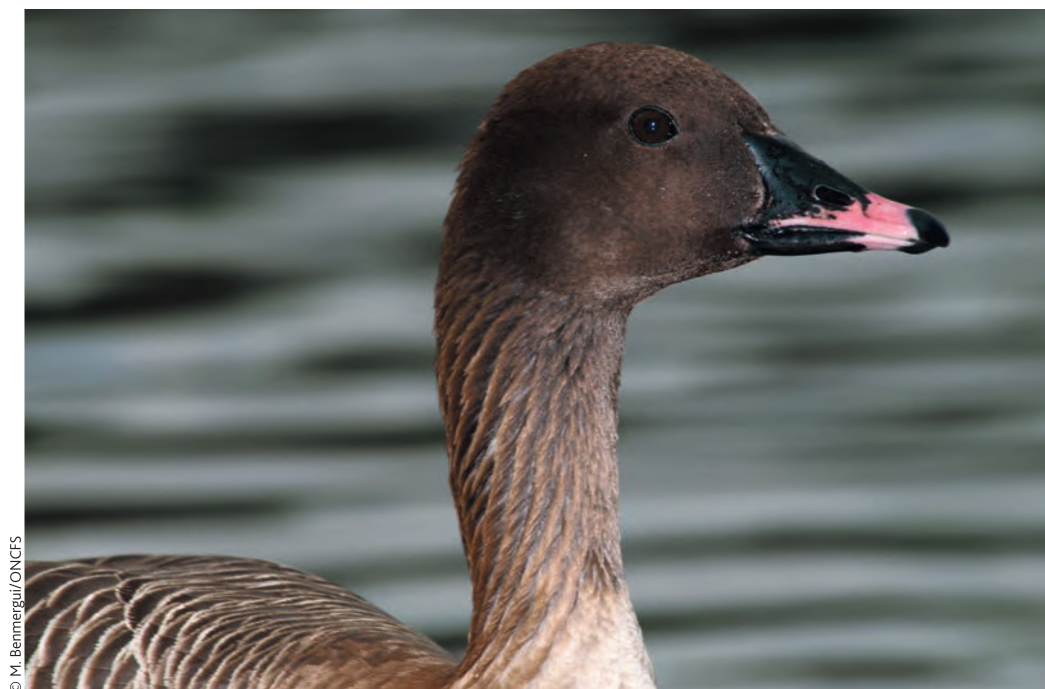
Application en Amérique du Nord

Jusqu'au milieu des années 1990, les prélèvements autorisés d'anatidés en Amérique du Nord étaient établis en fonction des recensements de populations (gestion « flexible »). Mais la manière dont ces populations étaient contrôlées par les processus de densité-dépendance sur la fécondité, et par l'effet du prélèvement sur la survie des individus, était mal connue. Ceci donnait lieu à des affrontements réguliers entre les différentes parties prenantes lors de l'établissement des quotas. L'idée a donc été émise d'adopter des procédures permettant à la fois d'avoir des prélèvements en adéquation avec l'état des populations, et d'améliorer simultanément la connaissance du système de manière à obtenir la gestion la plus fine et efficace possible, selon plusieurs boucles d'apprentissage emboîtées telles que décrites plus haut. C'est dans cette optique qu'a été mise en place une approche de gestion adaptative du canard colvert (*Anas platyrhynchos*) en 1995 (Nichols *et al.*, 1995).

L'objectif était de maximiser le nombre de canards colverts prélevés au long terme, l'établissement d'un objectif au long terme permettant de maintenir une éthique de conservation des populations. Avant chaque saison de chasse, sur la base des effectifs d'oiseaux et des connaissances du fonctionnement de la population (connaissances très faibles au départ du processus), différentes méthodes de régulation de la chasse étaient établies (schématiquement : libérale, modérée ou conservative, en jouant sur les quotas journaliers par chasseur et le nombre de jours de chasse autorisés). Les quotas autorisés pour l'année à venir étaient déterminés conjointement par les associations cynégétiques, les pouvoirs publics et les scientifiques (en général de niveau fédéral : *United States Geological Survey* et *Fish & Wildlife Service*). Après le début de la saison de chasse, un suivi des populations prélevées était effectué. Ce suivi avait deux objectifs : 1) quantifier les prélèvements effectifs de la chasse par l'analyse des tableaux, et 2) estimer les effectifs de canards colverts au printemps (après la saison de chasse). De plus, en confrontant ces effectifs à différents modèles prédictifs, Nichols *et al.* (2007) ont pu au fur et à mesure affiner leur compréhension des facteurs qui régulaient la population (peu de densité-dépendance sur la fertilité, et effet de la chasse plutôt additif sur la survie). Compte tenu des prélèvements effectifs et de la taille de population au printemps, une première boucle d'apprentissage permettait de définir de nouveaux quotas pour la saison suivante.

Sur le moyen terme, une seconde boucle d'apprentissage permettait d'affiner les objectifs et les méthodes de gestion, grâce aux connaissances acquises sur les facteurs régulant la population.

Le succès de la gestion adaptative des anatidés en Amérique du Nord est largement reconnu : 1) d'un point de vue conservatoire, car la plupart des populations soumises à des plans de gestion adaptative ont augmenté depuis leur mise en place et car cette approche fédère les parties prenantes dans le processus de gestion, 2) par les chasseurs, car elle permet de maintenir des opportunités de chasse sur des espèces dites « sensibles » (par exemple en déclin ou au statut de conservation non favorable), par une modulation des prélèvements, 3) enfin, d'un point de vue scientifique, car elle améliore sans cesse la compréhension des processus écologiques fondamentaux qui régissent le système (Courchamp *et al.*, 2015).


© M. Benmergui/ONCFS

▲ *La gestion adaptative a commencé par être appliquée en Europe à l'oie à bec court il y a une dizaine d'années, avec succès.*

Et en Europe ?

Partant de ce constat favorable, la méthode a été importée en Europe il y a une dizaine d'années. Elle a dans un premier temps été appliquée à la population croissante d'oies à bec court *(Anser brachyrhynchus)* du Svalbard, qui causent d'importants problèmes (par exemple dégâts sur les cultures) dans les pays du nord de l'Europe (Jensen, 2014 ; Madsen *et al.*, 2017). Le processus de concertation initial, incluant les agriculteurs, les chasseurs, les scientifiques et autres parties prenantes, a conduit à définir une taille de population idéale de 60 000 individus. Ceci nécessitait de réduire drastiquement les effectifs, et les prélèvements par la chasse ont été sélectionnés comme le moyen pour y parvenir. La suite du processus est en essence similaire à celui décrit plus haut pour l'Amérique du Nord. Si l'objectif de 60 000 oies à bec court n'est pas encore atteint, la satisfaction est générale quant au processus de gestion. Cette approche est maintenant étendue à d'autres espèces, *via* la mise en place d'une plateforme internationale de gestion des oies, sous les auspices de l'AEWA. Ainsi, une gestion adaptative a été mise en place pour l'oie des moissons de la taïga (*Anser fabalis fabalis*), et le



© provincie Fryslân

▲ *La mise en place d'une plateforme internationale de gestion des oies, sous les auspices de l'AEWA, a permis d'étendre la gestion adaptative à différentes espèces.*

même système de gestion est en cours de mise en place pour la bernache nonette (*Branta leucopsis*) et l'oie cendrée (*Anser anser* – ***encadré***).

En conclusion

La gestion des systèmes naturels reste couramment sujette à un certain nombre d'incertitudes qui en limitent l'efficacité. Dans ce contexte, la gestion adaptative apparaît comme une approche appropriée et très prometteuse pour réduire ces incertitudes. Selon Williams (2011), cette approche peut, dans de nombreux cas, être l'unique moyen d'améliorer la compréhension du système ciblé et *de facto* sa gestion. Face à cela, de nombreux gestionnaires et écologistes appellent à une démocratisation de la gestion adaptative en Europe (par exemple Elmberg *et al*., 2006 ; Madsen *et al*., 2017).

Dans le cadre de populations exploitées, la gestion adaptative nécessite peu de données sur le plan opérationnel (il est possible de démarrer avec uniquement une estimation régulière de la taille de population et des tableaux de chasse – voir Johnson *et al*., 2018). Cependant, sa mise en place exige en amont un processus rigoureux de concertation entre les différentes parties prenantes. C'est à ce prix que sera maintenu un environnement opérationnel, stable et productif qui permet la réduction des incertitudes. Même si la mise en place d'une gestion adaptative peut paraître complexe à court terme, les avantages tirés de cette approche plus informative et collaborative en justifient l'investissement (Williams, 2011). ●



▶ Encadré • Gestion adaptative de l'oie cendrée

Une première esquisse de plan de gestion de l'oie cendrée a été rédigée par OMPO (« Oiseaux migrateurs du Paléarctique occidental ») à la mi-2017, présentant l'évolution de la population nord-ouest européenne, sa distribution, les dégâts causés dans les pays de la voie de migration, etc. Un atelier de travail a été conduit en octobre 2017 à Paris pour envisager collectivement les problèmes posés par cette population croissante, et les solutions qui pourraient potentiellement être apportées. Le constat a d'abord été fait d'un manque de connaissances, malgré la masse de données disponibles. Un certain nombre de thèmes de recherche ont donc été identifiés (estimation des paramètres démographiques individuels, taille réelle de la population, déplacement des individus). Une particularité importante de la population nord-ouest européenne d'oies cendrées est qu'elle est composée à la fois d'oiseaux migrateurs, qui schématiquement se reproduisent dans le nord de la Scandinavie (Suède et Norvège) et hivernent plus au sud (jusque dans la péninsule ibérique), et d'oiseaux résidents dans les pays situés aux latitudes intermédiaires (plus de 90 % des individus de la population des Pays-Bas sont résidents et hivernent à proximité des sites de reproduction – Voslamber *et al*., 2010). Il est possible que ces oiseaux résidents et migrateurs ne soient pas responsables dans la même mesure des dégâts et nuisances constatés (lesquels le sont surtout aux Pays-Bas). Des gestions différentes doivent par conséquent leur être appliquées. De ce fait, la réglementation cynégétique évolue au cours de la saison en Belgique, afin de ne pas affecter de la même manière les oiseaux nicheurs locaux et les migrateurs lorsqu'ils arrivent. Cependant, cette gestion multimodale de la population doit se faire à l'échelle de sa voie de migration.

La première priorité qui a découlé de l'atelier de travail d'octobre 2017 a donc été d'identifier de potentielles « unités de gestion » qui pourraient être distinguées au sein de la population. Selon Bijlsma *et al*. (2018), les unités de gestion se définissent comme des segments fonctionnellement indépendants d'une population, c'est-à-dire qui présentent des processus démographiques distincts et des taux d'échanges réduits (migration/dispersion). Dans le cas de l'oie cendrée, ces unités de gestion se définiraient selon les taux d'individus migrateurs et résidents au sein des pays de la voie de migration, ainsi qu'en fonction des stratégies migratoires des individus (par exemple phénologie migratoire, distance parcourue, temps passé dans chaque pays, etc.). Ces unités de gestion, mises en parallèle avec les objectifs et réglementations établis par chacun des pays de la voie de migration, devraient servir par la suite à établir des actions de gestion spécifiques.



▲ *Le marquage individuel est l'un des outils de suivi déployés pour mieux comprendre le fonctionnement de la population nord-ouest européenne d'oies cendrées.*







▲ *En France, le fuligule milouin, la barge à queue noire ou encore la tourterelle des bois figurent parmi les espèces chassables pour lesquelles la mise en place d'une gestion adaptative sera examinée dans un premier temps.*

Bibliographie

- Bijlsma, R.J., Agrillo, E., Attorre, F., Boitani, L., Brunner, A., Evans, P., Foppen, R., Gubbay, S., Jansse, J.A.M., van Kleunen, A., Langhout, W., Noordhuis, R., Pacifici, M., Ramirez, I., Rondinini, C., van Roomen, M., Siepel, H. & Winter, H.V. 2017. *Defining and applying the concept of favourable reference value. Technical report*. Wageningen Environmental Research. 92 p.
- Bormann, B.T., Haynes, R.W. & Martin, J.R. 2007. Adaptive management of forest ecosystems: did some rubber hit the road? *BioScience* 57: 186-191. https://doi.org/10.1641/B570213.
- Courchamp, F., Dunne, J.A., Le Maho, Y., May, R.M., Thébaud, C. & Hochberg, M.E. 2015. Fundamental ecology is fundamental. *Trends in Ecology & Evolution* 30: 9-16.
- https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.11.005
- Elmberg, J., Nummi, P., Pöysä, H., Sjöberg, K., Gunnarsson, G., Clausen, P., Guillemain, M., Rodrigues, D. & Väänänen, V.-M. 2006. The scientific basis for new and sustainable management of migratory European ducks. *Wildlife Biology* 12: 121-127.
- https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[121:TSBFNA]2.0.CO;2
- Holling, C.S. (Ed.) 1978. *Adaptive environmental assessment and management*. John Wiley and Sons, Chichester, UK. 402 p.
- Jensen, G.H. 2014. *Hunting for the optimal hunt - contributions to a sustainable harvest strategy for pink-footed geese*. Thèse doct., univ. Aarhus, Danemark.
- Johnson, F.A., Alhainen, M., Fox, A.D., Madsen, J. & Guillemain, M. 2017. Making do with less: must sparse data preclude informed harvest strategies for European waterbirds? *Ecological Applications* 28: 427-441. https://doi.org/10.1002/eap.1659.
- Keith, D.A., Martin, T.G., McDonald-Madden, E. & Walters, C. 2011. Uncertainty and adaptive management for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 144: 1175–1178.
- https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.11.022
- Madsen, J., Williams, J.H., Johnson, F.A., Tombre, I.M., Dereliev, S. & Kuijken, E. 2017. Implementation of the first adaptive management plan for a European migratory waterbird population: the case of the Svlabard pink-footed goose. *Anser brachyrhunchus*. *Ambio* 46 (suppl. 2): 275-289.
- Mathevet, R. & Guillemain, M. 2016. *Que ferons-nous des canards sauvages ? Chasse, nature et gestion adaptative*. Quae, Versailles. 96 p.
- Nichols, J.D. & Williams, B.K. 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 668-673. https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007.
- Nichols, J.D., Runge, M.C., Johnson, F.A. & Williams, B.K. 2007. Adaptive harvest management of North American waterfowl populations: a brief history and future prospects. *Journal of Ornithology* 148: 343-349.
- Rist, L., Felton, A., Samuelsson, L., Sandström, C. & Rosvall, O. 2013. A new paradigm for adaptive management. *Ecology and Society* 18(4): 63. https://doi.org/10.5751/ES-06183-180463.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 2017. Adaptive harvest management: 2018 hunting season. U.S. Department of Interior, Washington, D.C. 69 p.
- Voslamber, B., Knecht, E. & Kleijn, D. 2010. Dutch Greylag Geese *Anser anser*: migrants or residents? *Ornis Svecica* 20: 207-214.
- Walters, C.J. & Hilborn, R. 1976. Adaptive Control of Fishing Systems. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 33(1): 145-159. https://doi.org/10.1139/f76-017.
- Williams, B.K., 2011. Adaptive management of natural resources-framework and issues. *Journal of Environmental Management* 92: 1346-1353. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.041.

Enquêtes sur les tableaux de chasse basées sur l'échantillonnage aléatoire des chasseurs : comment ça marche ?

Philippe Aubry

ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Cellule d'appui méthodologique – Saint-Benoist, Auffargis.

Contact : philippe.aubry@oncfs.gouv.fr

L'enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir réalisée pour la raison 2013-2014 reposait sur l'échantillonnage aléatoire des chasseurs. Pour bien s'approprier les résultats publiés, il est important de comprendre les principes statistiques sur lesquels repose ce type d'enquête. Levons le voile sur les modalités de constitution des échantillons de chasseurs, l'estimation du prélèvement total, ainsi que l'estimation de sa précision.

En France, la déclaration du tableau de chasse par chaque détenteur d'une validation du permis de chasser n'est pas obligatoire pour toutes les espèces. Dans le cadre réglementaire actuel, pour la plupart des espèces gibier, la connaissance des tableaux de chasse ne peut donc s'effectuer qu'en ayant recours à un échantillon[1] de chasseurs ; c'est-à-dire une partie seulement de tous ceux qui sont autorisés à chasser durant la saison cynégétique considérée. À partir des tableaux de chasse ainsi obtenus, une formule de calcul que l'on nomme *un estimateur* produit une valeur estimée du prélèvement total pour chaque espèce. La qualité de l'estimation va dépendre de la façon dont l'échantillon est obtenu, de sa taille et de l'estimateur utilisé. Mais comment les choses se passent-elles ? Qu'est-ce qui différencie fondamentalement la dernière enquête nationale de 2013-2014 des deux enquêtes précédemment publiées, c'est-à-dire celles de 1983-1984 et de 1998-1999 ?

1. Pour des éléments de base sur l'échantillonnage, voir notamment Bro *et al*. (2011).

La constitution d'un échantillon de chasseurs : comment éviter les biais de sélection ?

L'estimation du prélèvement total est dite biaisée lorsqu'il existe, en moyenne, une différence entre le total estimé et sa véritable valeur. On parle de *biais de sélection* lorsque le biais est dû à la façon dont on sélectionne l'échantillon de chasseurs. Par exemple, dans un système de collecte des tableaux de chasse basé sur le volontariat, ce ne sont pas les maîtres d'œuvre de l'enquête qui déterminent l'échantillon, mais les chasseurs eux-mêmes, individuellement : chaque chasseur qui fait partie de l'échantillon s'est autosélectionné ! Avec un tel échantillon, on s'expose à un biais de sélection qui peut s'avérer important. En effet, qu'est-ce qui fait qu'un chasseur se porte volontaire ? Est-ce que, pour une fraction non négligeable de chasseurs de l'échantillon, le fait d'être volontaire est lié à l'importance de son tableau de chasse annuel, directement ou indirectement (par exemple par l'intermédiaire de sa catégorie socioprofessionnelle, de son budget, de son âge…) ? Si c'est le cas, alors l'estimation du tableau de chasse annuel sera biaisée, car reposant sur des chasseurs dont le tableau de chasse sera en moyenne différent de celui de l'ensemble des pratiquants. En outre, si les volontaires diffèrent en moyenne du reste de la population de chasseurs en termes d'espèces prélevées, le biais pourra varier de façon importante selon les espèces.

Pour illustrer cela, nous considérons une situation simple avec trois espèces : la bécasse des bois, la bécassine des marais et la bécassine sourde. Nous construisons une population fictive de 1,2 million de chasseurs en utilisant des données issues de l'enquête de 2013-2014 : la table des combinaisons d'espèces chassées habituellement (**voir *tableau***), et les prélèvements déclarés. Dans cette population fictive, les prélèvements totaux pour la bécasse des bois, la bécassine des marais et la bécassine sourde valent respectivement 1 191 162, 136 450 et 18 298 oiseaux : ce sont les valeurs que l'on cherche à estimer (peu importe ici qu'elles ne soient pas

réalistes). Nous introduisons les deux sources de biais de sélection mentionnées plus haut en modifiant la probabilité par défaut p_0 de se porter volontaire pour faire partie de l'échantillon (*probabilité d'autosélection*). Nous calculons la probabilité d'autosélection effective p en utilisant des facteurs A et B qui permettent de modifier la probabilité par défaut p_0 :

- pour un chasseur qui a l'habitude de chasser uniquement la bécasse des bois, $p = A \times p_0$;
- pour un chasseur qui a un tableau nul pour les trois espèces, $p = B \times p_0$;
- pour un chasseur qui a l'habitude de chasser uniquement la bécasse des bois et dont le tableau est nul $p = A \times B \times p_0$.

Pour déterminer avec précision un éventuel biais, nous allons répéter un grand nombre de fois la formation de l'échantillon (par exemple 50 000 fois). Nous considérons que les échantillons de volontaires comptent en moyenne 60 000 chasseurs (ce choix importe peu).

Si nous prenons $A = B = 1$, alors tous les chasseurs ont la même probabilité $p = p_0$ de se porter volontaires pour faire partie de l'échantillon et l'estimation est sans biais (***figure***, colonne de gauche). En revanche, si nous dévions de cette situation, un biais de sélection apparaît. Dans notre simulation, nous considérons que, du fait de l'existence d'un PMA (Prélèvement maximal autorisé) pour la bécasse des bois, les chasseurs qui ont pour habitude de chasser uniquement cette espèce peuvent être plus sensibilisés pour communiquer leurs tableaux de chasse ; de sorte que dans leur cas, la probabilité d'autosélection p est légèrement supérieure à la valeur par défaut p_0, en prenant par exemple $A = 1{,}1$. D'un autre côté, une raison pour ne pas être volontaire est d'avoir un tableau de chasse nul pour les espèces enquêtées, et nous fixons alors le facteur correspondant à une valeur inférieure à 1, par exemple $B = 0{,}85$. Les valeurs choisies pour A et B sont arbitraires, mais nous avons volontairement évité de trop forcer le trait pour montrer qu'une variation relativement restreinte de la probabilité d'autosélection entraîne un biais de sélection relativement important. En effet, dans le cas simulé, le prélèvement total est surestimé de plus de 15 % dans le cas de la bécasse des bois, et d'un peu moins de 8 % dans le cas des bécassines (***figure***, colonne de droite). Avec $B = 0{,}85$, si nous avions pris $A = 1$ au lieu de $A = 1{,}1$, alors il n'y aurait pas eu de différence entre les espèces et le prélèvement total aurait été surestimé d'environ 12,8 % pour chacune d'entre elles.

Tableau Pourcentage de chasseurs ayant déclaré lors de l'enquête pour la saison 2013-2014 ne pas chasser habituellement les trois espèces, ou bien au contraire avoir l'habitude de chasser chaque espèce, seule ou en association avec les autres.
(Résultats obtenus sur la base de 11 253 répondants.)

Bécasse des bois	Bécassine des marais	Bécassine sourde	%
			31,7
✓			43,8
	✓		1,9
		✓	0,1
✓	✓		10,5
	✓	✓	1,5
✓		✓	0,6
✓	✓	✓	9,8



▲ *Lors d'enquêtes sur les tableaux de chasse, les chasseurs spécialistes de la bécasse peuvent être plus sensibilisés à communiquer leurs prélèvements sur cette espèce en raison de l'existence d'un PMA. C'est un biais de sélection potentiel.*

L'effet du mode de collecte

Il faut noter que le type de support considéré pour collecter les tableaux de chasse (carnet de prélèvement, site internet…) exerce une influence sur l'autosélection des chasseurs. Dans le cas d'un mode de recueil numérique par exemple (site internet, application mobile…), on conçoit qu'un chasseur maîtrisant l'outil informatique et ayant un bon accès au réseau Internet aura plus de facilité à participer qu'un chasseur novice en informatique et/ou ayant un accès limité à Internet. Il sera également moins facile pour un chasseur âgé de se porter volontaire que pour un chasseur plus jeune. Les biais de sélection seront inévitables si ces facteurs sont liés aux prélèvements ou aux espèces habituellement chassées.

L'effet de la procédure d'échantillonnage

Dans les enquêtes pour les saisons 1983-1984 et 1998-1999, la constitution de l'échantillon de chasseurs ne reposait pas sur le volontariat. Pour autant, elle ne pouvait pas être totalement contrôlée par les maîtres d'œuvre. À l'époque, la demande de validation s'effectuait en mairie. Il n'existait pas de base de sondage nationale dans laquelle un échantillon aurait pu être sélectionné aléatoirement (***encadré 1***). En revanche, il était possible de sélectionner aléatoirement un échantillon de communes (voir Landry *et al.*, 1986 et Landry, 2000) et d'envoyer en mairie des exemplaires d'un formulaire spécial de demande de validation. Plusieurs vagues d'envois de ce formulaire

spécial ont été prévues pour tenir compte de l'échelonnement des demandes (Landry & Lavergne, 1985 ; Landry *et al.*, 1986), mais nous ignorons dans le détail comment ces formulaires ont été proposés aux chasseurs dans chaque mairie. Notons que tous les chasseurs ayant pris une validation lors de la saison de chasse ne pouvaient pas, potentiellement, faire partie de l'échantillon. Nous ne faisons pas référence ici à l'échantillonnage aléatoire des communes, mais au fait qu'à partir du moment où il n'y avait plus de formulaire spécial disponible en mairie, les chasseurs venant effectuer leur demande de validation avaient une probabilité nulle de faire partie de l'échantillon. Les chasseurs contactés lors de ces enquêtes constituaient finalement un sous-ensemble des chasseurs ayant fait leur demande de validation avec le formulaire spécial.

Pour l'enquête de 2013-2014, nous avons pu bénéficier d'une base de sondage (***encadré 1***) qui autorisait une maîtrise totale de la procédure de sélection de l'échantillon de chasseurs à contacter. Des chasseurs ont été sélectionnés à l'aide d'une procédure véritablement aléatoire, telle que tous les chasseurs de la base de sondage avaient une chance non nulle de faire partie de l'échantillon (Aubry *et al.*, 2016).



Figure **Approximations des distributions d'échantillonnage pour : (a) la bécasse des bois, (b) la bécassine des marais, (c) la bécassine sourde, pour une population fictive de 1,2 million de chasseurs et un échantillon de 60 000 chasseurs en moyenne.**

Le trait rouge correspond à la valeur du prélèvement total à estimer. Le trait noir correspond à la valeur moyenne prise par l'estimateur du total. La différence correspond au biais de sélection. À gauche, pour A = B = 1, il n'y a bas de biais de sélection. À droite, pour A = 1,1 et B = 0,85, le biais de sélection est manifeste (en moyenne, il y a surestimation du prélèvement). Détails dans le texte.

(a) Fréquence – Total estimé – biais (+ 15 %)

(b) Fréquence – Total estimé – biais (+ 8 %)

(c) Fréquence – Total estimé – biais (+ 8 %)



Une raison pour ne pas être volontaire pour participer à une enquête est d'avoir un tableau de chasse nul pour les espèces enquêtées.

Les estimations du prélèvement total et de sa précision : comment exploiter le caractère aléatoire de l'échantillonnage ?

Que l'échantillon ait été obtenu par une procédure aléatoire ou pas, il est toujours possible d'effectuer une estimation à l'aide d'un modèle statistique. Dans le contexte de l'estimation des tableaux de chasse, cette approche présente néanmoins plusieurs inconvénients, notamment le fait de reposer sur des suppositions. C'est dans cette catégorie que l'on peut ranger les enquêtes de 1983-1984 et de 1998-1999. Mais lorsque l'échantillonnage est véritablement effectué au hasard, une autre possibilité s'offre à nous : exploiter pleinement le caractère aléatoire de la sélection des chasseurs pour construire les estimateurs. Dans cette approche, les estimations sans biais du prélèvement total et de sa précision ne nécessitent aucune supposition. Tout ce qui est requis, c'est de connaître le *dispositif d'échantillonnage aléatoire* utilisé.

Pour préciser les choses, considérons d'abord le dispositif le plus élémentaire, c'est-à-dire l'échantillonnage aléatoire simple (EAS). Le qualificatif de « simple » signifie ici que la probabilité de sélection est la même pour tous les chasseurs (tous les chasseurs ont la même chance de pouvoir répondre à l'enquête). Si la base de sondage comporte N chasseurs et qu'on en sélectionne n, la probabilité de sélection des chasseurs est ici égale au taux de sondage, soit $p = n / N$. Le total est estimé en multipliant le prélèvement moyen dans l'échantillon par N. On sait aussi estimer la précision associée à l'estimation du total, connaissant la variabilité observée dans l'échantillon et les probabilités de sélection correspondant au dispositif ; ceci constitue une approche totalement différente de celle employée pour les enquêtes de 1983-1984 et de 1998-1999 (***encadré 2***). On démontre que si l'on pouvait répéter cette procédure, en moyenne le total estimé serait égal au total sur la population : c'est ce qui permet de dire que l'estimateur du total est sans biais. De même, l'estimateur utilisé pour évaluer la précision du total estimé est sans biais et ne nécessite aucune supposition.

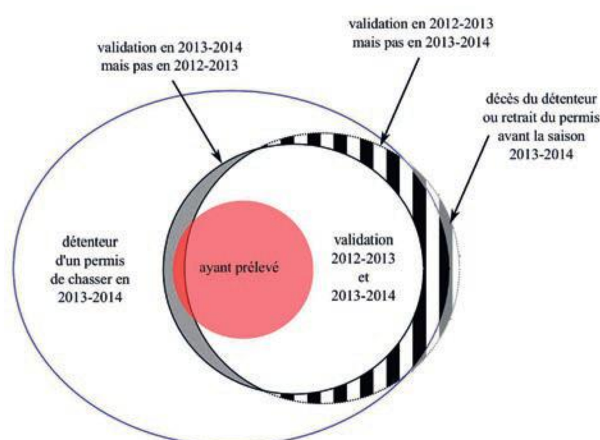
Pour généraliser à des dispositifs plus complexes, il faut d'abord remarquer que l'estimateur du total de l'EAS revient à

▶ Encadré 1 • La couverture de la base de sondage

La population cible d'une enquête peut être précisée en fonction de l'espèce ou du groupe d'espèces d'intérêt. Par exemple, en considérant des espèces migratrices, il s'agit des chasseurs qui ont prélevé au moins une pièce de gibier d'une de ces espèces. Bien entendu, au moment de sélectionner l'échantillon de chasseurs, nous ne disposons pas de la liste des chasseurs appartenant à la population cible (en rouge sur le schéma). À défaut, il faut utiliser une base de sondage (concrètement une liste de chasseurs) qui couvre correctement la population cible de l'enquête. Tout défaut de couverture est susceptible d'introduire un *biais de couverture*.

Si elle était disponible, une base de sondage possible serait la liste des détenteurs du permis de chasser au cours de la saison concernée (ensemble délimité par un trait bleu sur le schéma). Mais il est plus intéressant de considérer l'ensemble plus restreint constitué par les chasseurs ayant pris une validation. Actuellement, la possibilité de constituer et d'utiliser une telle base de sondage nécessite l'accord des différentes fédérations de chasseurs (la base de sondage est gérée exclusivement par la FNC). Pour l'enquête de 2013-2014, seule la FDC du Haut-Rhin a refusé l'utilisation de son fichier d'adhérents (Aubry *et al.*, 2016). Certains chasseurs étaient présents deux fois dans la base de sondage. Ce défaut est négligeable puisque seulement 195 chasseurs étaient dupliqués parmi les 60 000 chasseurs de l'échantillon.

Comme le questionnaire a été envoyé en début de saison cynégétique 2013-2014, la base de sondage présentait un défaut



de couverture de la population cible puisque portant sur les adhésions de la saison précédente (2012-2013). La situation est schématisée ci-dessus. Ce défaut de couverture conduit à la possibilité de sélectionner des chasseurs éventuellement décédés avant la saison 2013-2014 ou (plus rarement) qui n'auraient plus de permis de chasser (lunule hachurée en gris clair sur le schéma), mais également à ne pas pouvoir sélectionner des chasseurs ayant prélevé (lunule rouge foncé sur le schéma) car figurant parmi les chasseurs n'ayant pas pris de validation en 2012-2013 (lunule en gris plein sur le schéma), en particulier les nouveaux chasseurs.



▲ *L'échantillonnage aléatoire des chasseurs évite les biais de sélection et autorise ainsi des estimations d'une grande objectivité.*

faire la somme pondérée des prélèvements en utilisant un poids identique $w = N / n$ pour chaque chasseur de l'échantillon. Le poids n'est pas autre chose que l'inverse de la probabilité de sélection, soit $w = 1 / p$. Le type d'estimateur utilisé est connu notamment sous le nom d'*estimateur par les valeurs dilatées*. La propriété d'absence de biais dans le dispositif se généralise avec des probabilités de sélection des chasseurs qui peuvent être quelconques, du moment qu'aucune n'est nulle (tous les chasseurs ont une chance, même très faible, de faire partie de l'échantillon). Dans le cas d'un système de collecte basé sur le volontariat, on comprend alors que l'estimateur usuel soit biaisé, parce qu'il ne tient pas compte des probabilités d'autosélection (elles demeurent inconnues).

À quoi peut-il bien servir d'utiliser des probabilités de sélection inégales parmi les chasseurs ?

Tant que ces probabilités sont connues, en termes de biais cela ne change rien puisque dans tous les cas l'estimateur par les valeurs dilatées est sans biais. En revanche, cela sert à augmenter la précision de l'estimateur. En effet, on peut démontrer que s'il était possible d'utiliser des probabilités de sélection strictement proportionnelles aux prélèvements des chasseurs, alors il n'y aurait aucune incertitude ! Évidemment, on ne connaît pas les prélèvements avant de sélectionner l'échantillon, mais on peut toutefois essayer de surreprésenter les chasseurs qui ont une plus grande chance d'avoir un tableau élevé pour les espèces qui nous intéressent le plus (voir aussi l'encadré 2 dans Bro *et al.*, 2011). Une telle surreprésentation n'introduirait pas de biais, parce qu'elle est prise en compte à travers les poids utilisés dans l'estimateur par les valeurs dilatées.

Conclusion

La qualité des estimations d'une enquête visant à estimer les tableaux de chasse implique d'éviter les sources de biais et de pouvoir procéder à une estimation valide de la précision des prélèvements totaux estimés. En outre, si elle a vocation à l'objectivité, l'estimation doit éviter autant que possible de reposer sur un ensemble de suppositions non vérifiées.

Une enquête telle que celle conduite pour la saison 2013-2014 a l'avantage d'éviter les biais de sélection en procédant par échantillonnage aléatoire dans une base de sondage de chasseurs. Elle se distingue donc fondamentalement des enquêtes précédemment publiées (saisons 1983-1984 et 1998-1999), dans lesquelles l'échantillon de chasseurs n'était pas véritablement sélectionné par tirage aléatoire. Outre qu'il évite les biais de sélection, l'échantillonnage aléatoire des chasseurs autorise des estimations qui reposent entièrement sur le dispositif employé, ne requièrent aucune supposition, et peuvent ainsi prétendre à une grande objectivité.

Remerciements

Merci à Isabelle Pinard-Gaudin, Elisane Tessier, François Omnès et Sylvain Godin (ONCFS) pour leurs avis constructifs qui ont contribué à améliorer l'article. ●

Bibliographie

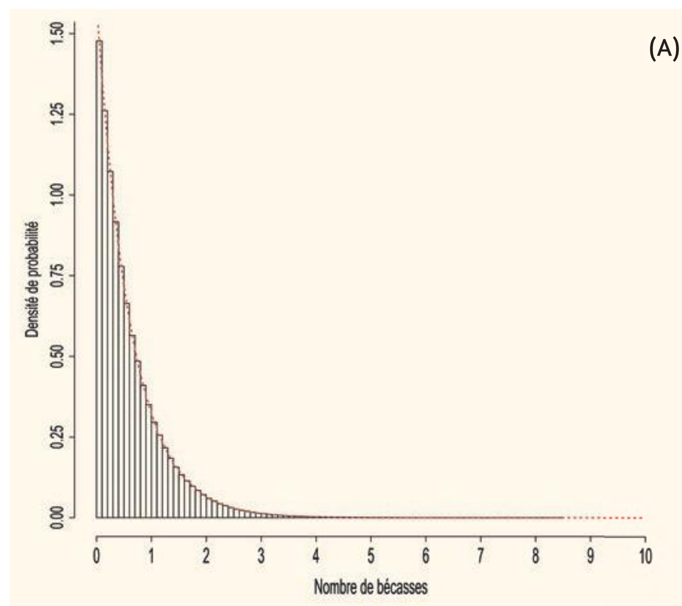
- Aubry, P., Anstett, L., Ferrand, Y., Reitz, F., Klein, F., Ruette, S., Sarasa, M., Arnauduc, J.-P. & Migot, P. 2016. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir. Saison 2013-2014. Résultats nationaux. *Faune sauvage* n° 310, supplément central. 8 p.
- Bro, E., Aubry, P., Pindon, G. & Godard, A. 2011. Comment optimiser les suivis de la faune sauvage ? Un exemple avec le faisan commun. *Faune sauvage* n° 290 : 12-17.
- Landry, P. 2000. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir. Saison 1998-1999. Résultats nationaux et données sociologiques. *Faune sauvage* n° 251 : 8-17.
- Landry, P. & Lavergne, R. 1985. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir pour la saison 1983-1984. Premiers résultats. *Bulletin Mensuel ONC* n° 89 : 9-16.
- Landry, P., Lavergne, R. & Havet, P. 1986. Enquête sur les prélèvements de petit gibier durant la campagne de chasse 1983-1984 en France métropolitaine : méthodologie utilisée. *Gibier Faune sauvage* n° 3 : 197-241.

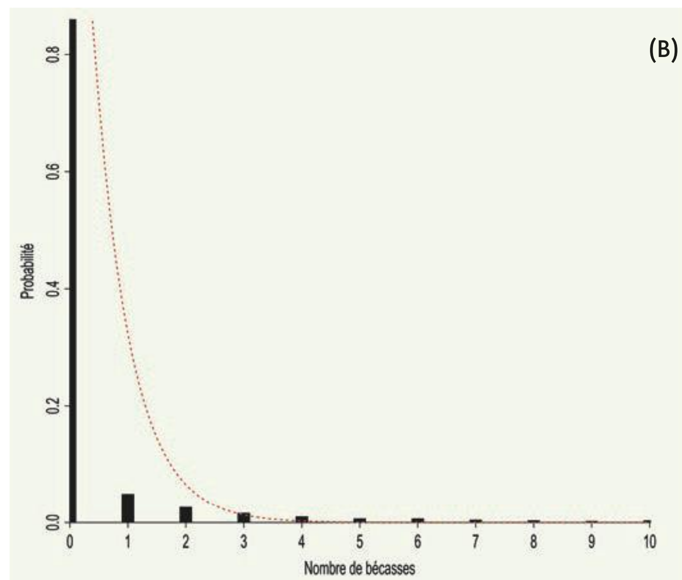
▶ Encadré 2 • La précision des estimations : deux méthodes

Qu'il s'agisse du prélèvement total ou du prélèvement moyen par chasseur, toute valeur estimée doit nécessairement être accompagnée d'une mesure d'incertitude. Il faut donc conjointement estimer le prélèvement total et la précision de cette estimation. Pour une même taille d'échantillon, la précision des estimations dépend de la variabilité des prélèvements parmi les chasseurs de l'échantillon. Cette variabilité est mesurée par une quantité nommée *variance*.

En tant que maître d'œuvre de l'enquête pour la saison 1983-1984, la Sofres a défini la méthode employée (voir Landry *et al.*, 1986). Elle a proposé d'apprécier la variance des prélèvements en utilisant une certaine relation entre le prélèvement moyen et la variance recherchée. Cela revient à admettre que les prélèvements suivent une certaine loi de probabilité. La même méthode a ensuite été utilisée par un maître d'œuvre différent pour la saison 1998-1999 (Landry, 2000).

Pour illustrer cette méthode, nous considérons que dans une population fictive de 1,2 million de chasseurs, les prélèvements de bécasses des bois suivent une loi exponentielle décroissante, pour laquelle la relation entre la moyenne et la variance est : « variance = moyenne au carré ». En respectant la valeur de la moyenne estimée pour le prélèvement de bécasses des bois dans l'enquête pour la saison 2013-2014, nous obtenons l'histogramme ci-dessous, avec en rouge la loi exponentielle correspondante ***(figure A)***.





Par exemple, si nous tirons au hasard un échantillon de 25 000 chasseurs par échantillonnage aléatoire simple, la variance des prélèvements dans cet échantillon sera très proche de la variance calculée directement d'après la moyenne d'échantillon en utilisant la relation « variance = moyenne au carré ». Ce résultat n'est pas surprenant, parce que la loi exponentielle est un modèle parfait pour les prélèvements (fictifs) de bécasses. La précision calculée en utilisant la relation « variance = moyenne au carré » sera alors très proche de celle calculée dans le cadre de la théorie de l'échantillonnage (qui ne suppose rien en ce qui concerne la loi de probabilité des prélèvements), le rapport entre les deux étant pratiquement égal à 1. Les deux méthodes d'estimation, l'une basée sur un modèle (ici la loi exponentielle), et l'autre basée sur un dispositif (ici l'EAS), conduiront donc à des résultats très semblables.

Mais que se passe-t-il lorsque la loi de probabilité sous-jacente à la relation moyenne/variance qui est utilisée reflète mal la réalité ? Toujours avec l'exemple de la bécasse des bois, nous considérons à présent une distribution des prélèvements plus réaliste, qui ne peut prendre que des valeurs entières (0, 1, 2…) : il est clair que la loi exponentielle (en rouge sur la ***figure B***) ajustée à la distribution des prélèvements (en noir sur la ***figure B***) ne constitue pas un bon modèle. Si nous tirons un échantillon comme précédemment, d'après ce modèle, cette fois-ci la variance quantifiant l'incertitude de l'estimation serait environ 16 fois plus faible que celle calculée d'après le dispositif ; l'estimation semblerait alors beaucoup plus précise qu'elle ne l'est objectivement !

Pour les enquêtes de 1983-1984 et de 1998-1999, il n'est pas possible de savoir quelle loi de probabilité était supposée. En effet, contrairement à ce qui est prétendu, l'expression donnée dans Landry *et al.* (1986, annexe 5) n'est en réalité pas une loi de probabilité. Nous nous contentons donc de considérer la relation moyenne/variance qui a été utilisée, soit ici : « variance = moyenne au carré + moyenne ». Dans l'exemple de distribution de prélèvements précédent, d'après ce modèle, la variance quantifiant l'incertitude de l'estimation serait alors environ 6 fois plus faible que celle calculée d'après le dispositif. Bien évidemment, ce facteur peut varier considérablement d'une espèce à une autre.

Le lièvre variable : comment suivre une espèce aussi discrète

Ludovic Imberdis[1], **Michel Bouche**[2], **Aurélien Besnard**[3], **Guillelme Astruc**[3], **Guillaume Queney**[4]

[1] Parc national des Écrins, service scientifique – Gap.
[2] Parc national des Écrins, secteur de l'Embrunais – Châteauroux-les-Alpes.
[3] CNRS, CEFE – Montpellier.
[4] ANTAGENE, Laboratoire de génomique animale – La Tour de Salvagny.

Contact : ludovic.imberdis@ecrins-parcnational.fr

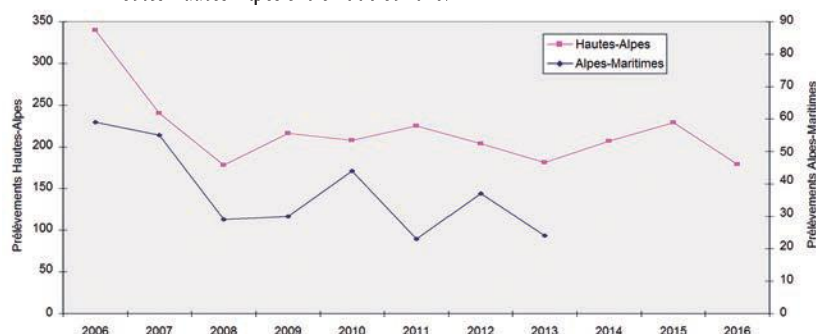
Le développement récent des analyses génétiques ouvre le champ au suivi d'espèces discrètes, à l'aide d'approches non invasives comme la récolte des fèces. Ainsi, on sait identifier aujourd'hui les individus chez le lièvre variable par exemple. De plus, en couplant les identifications génétiques aux méthodes de capture-marquage-recapture, il devient possible de réaliser des estimations d'abondance de cette espèce, difficiles à obtenir par d'autres moyens. Le Parc national des Écrins met en œuvre cette approche depuis cinq ans sur plusieurs zones de son territoire. Dans le contexte du changement climatique, il est important de pouvoir documenter sur le long terme les évolutions des populations de cette espèce adaptée au climat montagnard.

Le suivi des populations animales : un besoin autant qu'une gageure technique

Pour la gestion durable des espèces, il est indispensable de développer des outils fiables pour suivre à long terme l'évolution des effectifs des populations. Le lièvre variable (*Lepus timidus*), espèce emblématique de la faune de montagne, faisait jusqu'à présent figure de parent pauvre dans ces enjeux. En effet, sa discrétion, la relative difficulté d'accès aux zones qu'il occupe et l'absence de méthode adaptée ne permettaient que d'utiliser des indicateurs à large échelle (c'est-à-dire présence/absence à l'échelle communale). L'impossibilité de discriminer les indices, tels que fèces et traces, entre lièvre variable et lièvre d'Europe ne facilitait par ailleurs pas la tâche. La dernière enquête décennale de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS) sur la répartition communale du petit gibier de montagne fait état d'une réduction de l'aire de répartition de l'animal : le nombre de communes de présence régulière aurait régressé d'au moins 25 % depuis la fin des années 1950, et de 14 % depuis la décennie 1990. L'évolution des tableaux de chasse (***figure 1***) fait aussi partie des éléments à examiner ; mais dans le cas particulier du lièvre variable, les facteurs confondants (chasse non spécifique, baisse du nombre de permis) sont trop nombreux pour que cette évolution soit directement interprétable.

Depuis les années 1980, le Parc national des Écrins et l'ONCFS ont régulièrement conduit des études pour combler ces lacunes (Bouche, 1989 ; Corti, 2008). En particulier, une étude initiée par l'ONCFS a permis la validation d'un panel de marqueurs génétiques adaptés au suivi du lièvre variable (Letty *et al.*, 2017). Finalement, ce n'est qu'en 2011 que le suivi sur la Réserve de chasse et de faune sauvage (RCFS) de Ristolas a confirmé

Figure 1 Tableaux de chasse du lièvre variable réalisés dans les Alpes-Maritimes et les Hautes-Alpes entre 2006 et 2016.




© M. Coulon/PN Écrins

▲ *Collecte de crottes dans le cadre du protocole de suivi du lièvre variable.*

qu'il était possible d'individualiser les animaux à partir des empreintes génétiques relevées sur les crottes *in situ* (*encadré 1*).

La génétique au service des gestionnaires

L'identification génétique individuelle à partir des fèces, déjà utilisée chez de nombreuses espèces, offre la possibilité d'utiliser des méthodes désormais classiques pour l'estimation de l'abondance des populations, telles que les captures-marquages-recaptures (CMR). L'avantage substantiel de la génétique est que cette approche est non invasive puisque le marqueur de chaque individu n'est pas une boucle auriculaire ou un collier, mais son empreinte ADN. Ceci est d'autant plus vrai dans le cas d'analyses effectuées sur les crottes. Les méthodes de CMR permettent aussi d'obtenir des informations sur la reproduction, la survie et donc la dynamique de l'espèce sur la zone étudiée (*encadrés 1 et 2*) et, en outre d'estimer le nombre d'individus occupant une zone (*encadré 3*).

Une espèce patrimoniale, emblématique de la haute montagne et fragile

Au-delà de l'estimation des effectifs et de leurs variations dans le temps, le maintien d'une pression de suivi sur un site permet de préciser d'autres éléments sur l'écologie du lièvre variable. Il est en effet difficile d'apprécier l'impact sur cette espèce de l'accroissement de la fréquentation touristique, des aménagements en milieux montagnards et de l'évolution des pratiques pastorales. Par exemple, la préservation de zones de quiétude, mesure de prudence, ne peut se justifier qu'avec une meilleure connaissance de sa biologie.

Le lièvre variable est une espèce artico-alpine (*encadré 4*). Il peut être sensible aux modifications du climat et aussi être en compétition avec le lièvre européen, lequel est sans doute favorisé par le réchauffement global. Ses populations sont fragmentées et isolées, ce qui fragilise encore le statut de cette espèce gibier.

Des connaissances locales plus fines

Le suivi, qui dure depuis cinq ans dans l'Embrunais, a permis d'obtenir des informations précises sur l'abondance du lièvre variable, mais aussi des données intéressantes sur l'utilisation de l'espace par les individus et les taux de survie. Depuis 2013, les densités obtenues sont stables, oscillant entre 0,8 et 1,4 individu par km². Nous avons pu obtenir une première estimation de la probabilité de survie interannuelle, autour de 0,55, ce qui correspond à une espérance de vie moyenne d'à peine plus de deux ans. Les interactions avec le lièvre d'Europe sont aussi mieux connues, puisque les deux espèces partagent sur le site un gradient d'altitudes pouvant atteindre 1 000 mètres ! Il semble que les années les plus enneigées, les lièvres d'Europe se cantonnent en deçà de 1 800 m. Ils peuvent cependant, à la faveur d'hivers moins rigoureux, passer l'hiver à plus de 2 000 m d'altitude, et même au-delà de 2 400 m. Malgré cela, l'hybridation semble très faible, avec la présence d'un seul individu hybride (de première génération) détectée sur plus de deux cents animaux identifiés (*figure 7*).

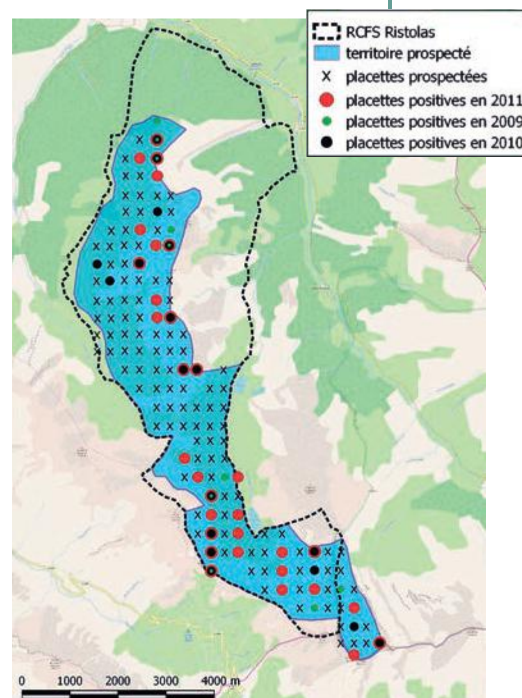
▶ Encadré 1 • Calibration du suivi sur la Réserve de chasse et de faune sauvage de Ristolas

Dans le cadre de la gestion de la RCFS de Ristolas, l'ONCFS, avec l'aide de la FDC 05, a cherché à calibrer une méthode indirecte d'estimation de l'abondance du lièvre variable et à estimer ce niveau d'abondance. La méthodologie a visé une validation croisée entre trois protocoles :

– le *distance sampling* ;
– l'échantillonnage des crottes sur placettes circulaires (au-dessus de 2 400 m d'altitude, disposées systématiquement tous les 250 m) ;
– la différenciation des individus par analyses génétiques des crottes.

Les prospections se sont déroulées de 2009 à 2011, avec une moyenne de 20 % de placettes positives chaque année et plus de deux cents crottes envoyées au génotypage. Les résultats ont montré des îlots de présence et d'absence et une régularité entre les différentes années prospectées (*figure 2*). Sur ces trois années, vingt-sept individus ont pu être différenciés sans qu'on puisse noter d'aberration concernant leur localisation, prouvant que le génotypage était fiable. La probabilité de recapture est montée à 75 %.

Figure 2 Sites de présence du lièvre variable identifiés dans la RCFS de Ristolas de 2009 à 2011.



▶ Encadré 2 • Précision sur la méthode de suivi du lièvre variable par collecte des fèces

La phase expérimentale menée sur le site d'étude de Mikéou dans la commune de Réotier (sud-est du Parc national des Écrins – ***Figure 3***) a permis de calibrer la méthode pour obtenir le meilleur ratio coût/résultat, en collaboration avec le Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive (CEFE) du CNRS. Le coût élevé des analyses ne permet pas de génotyper l'ensemble des crottes prélevées sur le terrain et une stratégie d'optimisation est nécessaire : les tests de puissance ont permis d'opter pour un suivi avec au moins trois passages pour prélever les crottes sur un site (au-delà de quatre passages le gain de précision est faible), et la collecte d'une centaine de crottes annuellement (***figure 4***). Cette phase expérimentale a aussi permis de prévoir un échantillonnage à posteriori dans le ramassage des crottes, pour limiter le nombre d'échantillons.

Mais il y a aussi un ensemble de prérequis à respecter pour pouvoir assurer une évaluation pertinente des effectifs. Une des premières hypothèses à respecter pour mettre en œuvre des méthodes de CMR concerne la « fermeture » de la population. Ce vocable signifie que sur la durée du protocole, on suppose qu'il n'y a ni reproduction, ni mortalité, ni émigration, ni immigration. Les connaissances à priori sur l'espèce et la taille des domaines vitaux utilisés en hiver (relativement faible) aident à définir un périmètre cohérent pour ces éléments.

Au-delà, il est intéressant d'avoir un effectif minimal à échantillonner. En effet, un nombre trop limité d'individus identifiés rend les estimations d'effectifs ou de paramètres démographiques imprécises. La capacité à détecter des changements d'effectifs dans le temps par exemple (puissance statistique) peut aussi être affectée par de faibles effectifs.

D'un point de vue technique, la récolte des crottes se fait sur des parcours réalisés en hiver à ski, avec une collecte aléatoire dans la zone d'étude. Les parcours doivent être légèrement différents d'une fois sur l'autre (sans que l'écart entre ceux-ci n'excède la moyenne d'amplitude des déplacements des animaux) pour éviter le phénomène de « *trap-dependence* » (tendance à « capturer » plus fortement certains animaux). Cela se produit quand les résultats d'un parcours sont influencés par le parcours précédent. Chaque itinéraire est séparé du précédent par une chute de neige. Cela permet de rendre les sessions de ramassage totalement indépendantes et de dater précisément le dépôt des crottes.

Chaque échantillon est géolocalisé, daté et stocké individuellement. Le froid hivernal permet une bonne conservation de l'ADN, structure éminemment fragile. La neige facilite aussi le repérage des crottes. Mener ce travail en hiver permet en outre de s'assurer qu'il n'y a pas de reproduction.

Le protocole retenu consiste donc à réaliser trois à quatre parcours (***figure 5***) et à récolter environ cent échantillons pour une zone de 1 500 ha, afin d'optimiser la précision des résultats et le coût des analyses. En cas d'excès d'échantillons, il est possible de réaliser un échantillonnage à posteriori en limitant l'analyse des crottes prélevées très près les unes des autres. En effet, la probabilité d'avoir affaire à deux crottes provenant du même individu diminue avec la distance. Cette récolte doit être précautionneuse pour éviter la contamination des échantillons (port de gants, ramassage en évitant de toucher les crottes, utilisation de silicagel pour éviter une humidification des échantillons).

Figure 3 Sites d'étude du lièvre variable (étoiles rouges) dans le Parc national des Écrins.



Figure 4 Nombre de passages et précision des estimations.

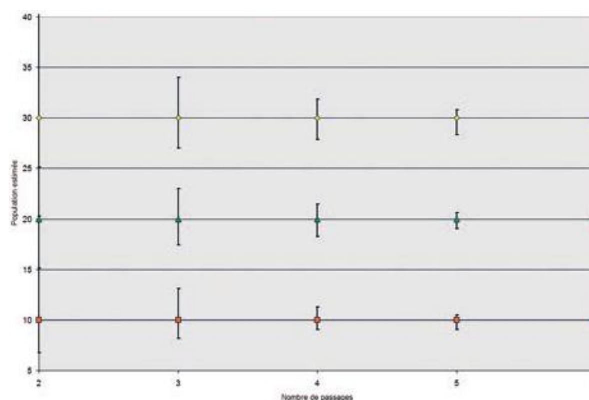
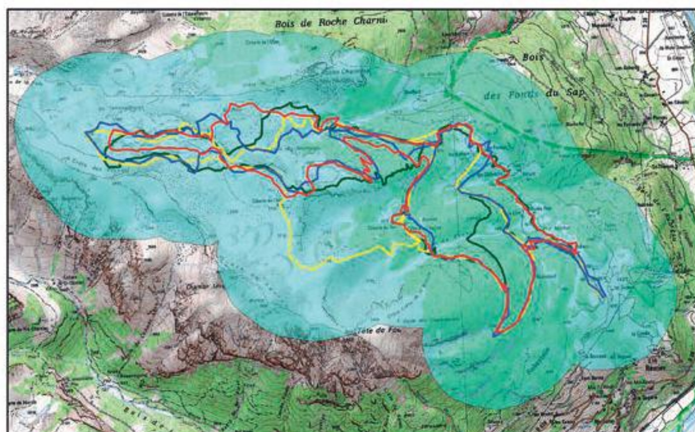


Figure 5 Une saison de circuits d'échantillonnage sur le site d'étude de Mikéou (Réotier).
Les couleurs matérialisent les quatre parcours réalisés.



▶ Encadré 3 • Analyses génétiques et traitements statistiques

L'ADN est extrait des cellules épithéliales présentes à la périphérie des fèces. Il est ensuite amplifié jusqu'à trois reprises. Le laboratoire utilise douze marqueurs microsatellites, plus deux marqueurs de sexe (Beugin *et al.*, 2017). Une fois les génotypes déterminés pour chaque échantillon, toutes les empreintes génétiques sont comparées deux à deux pour identifier celles pouvant être associées à un même animal.

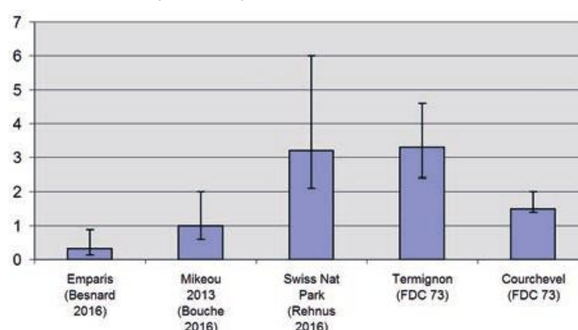
Cette méthodologie permet de dénombrer le nombre d'individus différents identifiés dans le lot d'échantillons analysés, et donc de caractériser les échantillons associés à un même individu.

Les profils génétiques obtenus à partir des douze marqueurs microsatellites sont aussi analysés à l'aide d'une méthode bayésienne (Falush *et al.*, 2003) pour évaluer la probabilité d'assignation au lièvre variable ou au lièvre d'Europe *Lepus europaeus* (qui peut être présent sur la zone et non distinguable par les fèces) et l'intervalle de confiance de cette probabilité.

Pour estimer les effectifs sur les différents sites étudiés, les modèles de capture-marquage-recapture sont utilisés. Mais ici on parlera plutôt d'identification-réidentification, puisque les animaux ne sont ni capturés ni marqués. Nous utilisons plus spécifiquement des modèles en « population fermée ». L'hypothèse de fermeture des populations est vérifiée à l'aide d'un test statistique. Lorsque plusieurs années sont disponibles sur le même site, l'analyse peut se faire année après année, ou plus globalement avec un modèle de type « *Robust Design* » (emboîtement des deux échelles temporelles : les sessions intra-annuelles – nommées sessions secondaires – entre lesquelles la population est considérée comme fermée, et les différentes années – nommées sessions primaires – entre lesquelles la population est considérée comme ouverte). Ces modèles permettent d'estimer à la fois les effectifs et les taux de survie locaux interannuels des individus. Plusieurs modèles sont testés, notamment avec des taux de capture et de recapture différents et variables dans le temps. Le modèle retenu est celui qui présente l'AIC (*Akaike information criterion*, un critère de parcimonie classique en statistiques) le plus faible.

Pour estimer les densités, une première méthode (Johnson *et al.*, 2005) utilise la surface prospectée en traçant autour des itinéraires un tampon dont la largeur est, soit la moyenne des amplitudes maximales de déplacement de chaque lièvre, soit la moitié de cette valeur. On obtient donc une fourchette de densités en divisant l'effectif par les surfaces obtenues. Nous avons aussi utilisé des modèles de CMR spatialement explicites pour obtenir des densités qui sont comparées aux estimations de CMR usuelles (Efford, 2011) – (***figure 6***).

Figure 6 **Estimations des densités de lièvre variable sur différents sites par CMR spatialisée.**



On observe que les individus ne sont pas territoriaux à cette période de l'année et partagent sans conflit une partie de leur domaine vital (***figure 8***). Ils évitent les zones trop ouvertes ne présentant pas d'abri. La répétition du protocole entre les années a permis de constater une certaine fidélité aux domaines hivernaux d'une année sur l'autre.

Élargir le réseau de suivi et explorer d'autres pistes

S'agissant d'une espèce à répartition alpine large, il est indispensable que d'autres acteurs s'engagent dans son suivi pour parvenir à une vision fidèle de sa distribution, nécessaire pour assurer sa bonne préservation. Les Parcs nationaux de la Vanoise et du Mercantour ont ainsi rejoint celui des Écrins, afin d'obtenir des estimations de densité à l'échelle française et d'analyser les facteurs d'impact, grâce à des financements européens assurés jusqu'en 2020.

Ils sont accompagnés depuis 2016 par les fédérations des chasseurs d'Auvergne-Rhône-Alpes, avec le soutien financier de la région.

Figure 7 **Répartition des espèces sur le site de Mikéou (Réotier) en 2017.**

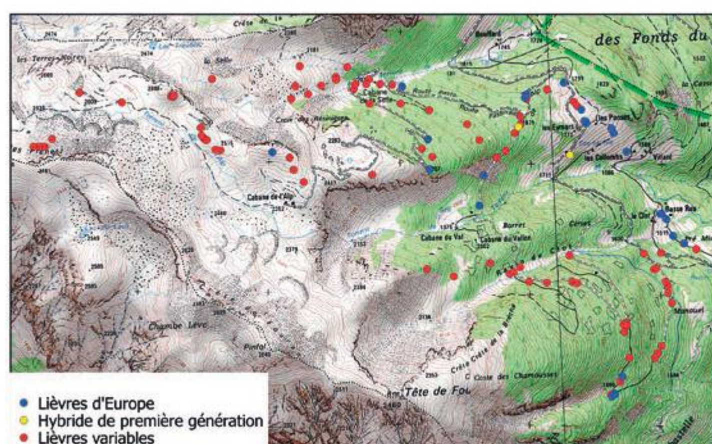
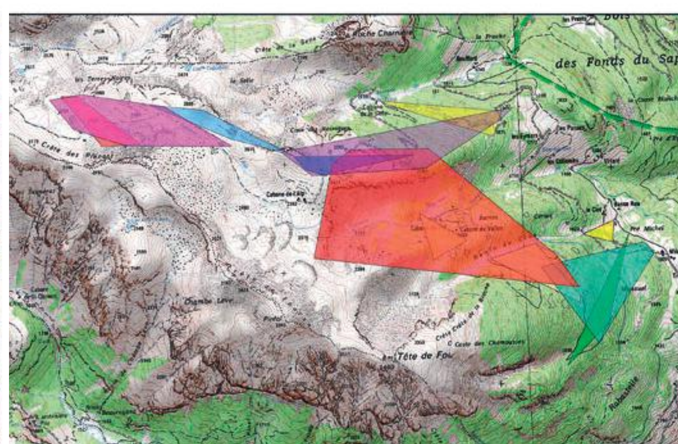


Figure 8 **Polygones convexes des localisations de différents lièvres variables sur le site de Mikéou (Réotier) en 2015.**





▲ *L'approche non invasive permet d'obtenir une estimation fiable des densités de lièvre variable, et va permettre d'engager un suivi fin sur le long terme.*

▶ Encadré 4 • Le lièvre variable, relicte glaciaire spécialiste du camouflage

Le lièvre variable est une espèce arctico-alpine. Il se serait différencié en marge des glaciers lors de la dernière glaciation du quaternaire. Sa stratégie de camouflage a été la principale adaptation au milieu montagnard. Lors du retrait des glaciers, il y a quinze mille ans, deux groupes de lièvres variables se sont séparés : ceux qui migraient toujours plus vers le nord, et ceux qui se sont retrouvés piégés dans les Alpes. La montée des océans a aussi isolé des populations en Irlande, en Écosse et à Hokkaido au Japon. En France, il a été réintroduit dans les Pyrénées (présence avérée au paléolithique), mais ces populations n'ont pas fait souche.



▲ *Individu en pelage d'été.*

La combinaison de ces différentes études permet d'ores et déjà de comparer les densités à grande échelle. Avec la multiplication des partenaires, il devient très important de bien asseoir le protocole et les méthodes statistiques qui permettent l'estimation de ces densités. Il devient aussi crucial de définir une véritable stratégie d'échantillonnage des sites suivis, sélectionnés pour le moment au gré des opportunités.

In fine, l'AFB, le CNRS et le réseau des parcs nationaux de montagne envisagent d'établir une cartographie précise de la répartition de l'espèce, pour pouvoir documenter sur le long terme l'évolution effective de la population.

Une méthode avantageuse

L'approche non invasive permet d'obtenir une estimation fiable des densités, et va permettre d'engager un suivi fin sur le long terme. Sur la population suivie depuis cinq ans, les effectifs sont stables, même si la densité faible de l'animal limite les interprétations statistiques. La standardisation du protocole autorise une application sur n'importe quel site enneigé où l'accessibilité est assurée en hiver. Elle ne requiert que peu d'investissement humain sur le terrain. La contrepartie, non négligeable, réside dans le coût des analyses génétiques : il faut compter environ 7 000 euros pour une année de suivi.

Remerciements

Nous remercions l'Agence française pour la biodiversité, les Fédérations départementales des chasseurs des Hautes-Alpes et des Alpes-Maritimes, le Fonds européen de développement régional (FEDER), les régions AURA et PACA, ainsi que Jessica Charrier et Pierre Defos du Rau (ONCFS). ●

Bibliographie

- Besnard, A. & Astruc, G. 2014. *Analyses des données d'identifications individuelles de lièvres variables à partir de prélèvements de fèces dans le Parc national des Écrins*. Rapport au Parc national des Écrins. 15 p.
- Beugin, M.-P., Letty, J., Kaerle, C., Guitton, J.-S., Muselet, L. Queney, G. & Pontier, D. 2017. A single multiplex of twelve microsatellite markers for the simultaneous study of the brown hare (*Lepus europaeus*) and the mountain hare (*Lepus timidus*). *Ecology and Evolution* 7(11): 3931-3939. https://doi.org/10.1002/ece3.2943.
- Bouche, M., 1989. *Contribution à l'étude éco-éthologique du lièvre variable dans le massif des Écrins*. Document scientifique du Parc national des Écrins. 111 p.
- Bouche, M., Besnard, A. & Queney, G. 2017. Monitoring Écrins national Park mountain hares (*Lepus timidus*) population by non-invasive genetic sampling (NIGS) in winter. *33rd International Union of Game Biologists Congress, Montpellier (France), 22-25 august 2017*. http://iugb2017.com/wp-content/uploads/2017/09/BOUCHE_2308.pdf.
- Corti, R. 2008. Le lièvre variable (*Lepus timidus varronis*). Pp. 105-108, *in*: Vallance, M., Arnauduc, J.-P., Migot, P. & Iwach, B. (Eds.). *Atlas de la biodiversité de la faune sauvage. Tout le gibier de France*. Hachette, Paris. 508 p.
- Efford, M.G. 2011. Estimation of population density by spatially explicit capture-recapture analysis of data from area searches. *Ecology* 92: 2202-2207.
- Falush, D., Stephen, M. & Pritchard, J.K. 2003. Inference of population structure using multilocus genotype data: linked loci and correlated allele frequencies. *Genetics* 164: 1567-1587.
- Johnson, N.C., Vernes, K. & Payne, A. 2005. Demography in relation to population density in two herbivorous marsupials: testing for source – sink dynamics *versus* independent regulation of population size. *Oecologia* 143: 70-76.
- Letty, J., Beugin, M.-P., Kaerle, C., Queney, G., Pontier, D. & Guitton, J.-S. 2017. Des marqueurs génétiques adaptés au suivi des populations de lièvre d'Europe et de lièvre variable. Reconnaître les espèces, détecter les hybrides et recenser les individus. *Faune sauvage* n° 317 : 93-96.
- Rehnus, M. & Bollemann, K. 2016. Non-invasive genetic population density estimation of mountain hares (*Lepus timidus*) in the Alps: systematic or opportunistic sampling? *European Journal of Wildlife Research* 62(6): 737-747. https://doi.org/10.1007/s10344-016-1053-6.
- Thulin, C.-G., Stone J., Tegelström, H. & Walker, C.W. 2006. Species assignment and hybrid identification among scandinavian hares *Lepus europaeus* and *Lepus timidus*. *Wildlife Biology* 12(1): 29-38. https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[29:SAAHIA]2.0.CO;2.

Faune sauvage N° 320 | 3e trimestre 2018

Le chacal doré fait son chemin vers la France



Originaire du sud-est de l'Europe, dans la région des Balkans, le chacal doré étend actuellement sa distribution géographique sur le continent, d'est en ouest et du sud vers le nord. Aujourd'hui, les populations reproductrices les plus proches de la France sont installées dans le nord-est de l'Italie, et des individus ont été récemment observés en Suisse, dont un à moins de 100 km de la frontière française. Fin 2017 et début 2018, des photographies ont été prises dans la région du Chablais, en Haute-Savoie, qui attestent de la présence de l'espèce sur le territoire français.

Julie Andru[1], **Nathan Ranc**[2], **Murielle Guinot-Ghestem**[1]

[1] *ONCFS, Unité Prédateurs – animaux déprédateurs – Gières.*
[2] *Harvard University, États-Unis & Fondazione Edmund Mach, Italie.*

Contact : unitepad@oncfs.gouv.fr

Le chacal doré, une espèce en expansion en Europe

Une origine eurasiatique

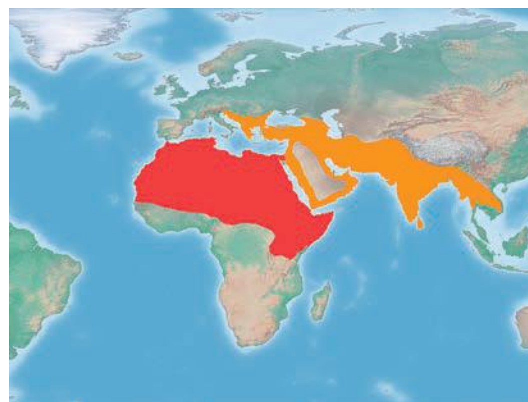
Le chacal doré (*Canis aureus*) est un mammifère de taille moyenne, de la famille des canidés et du genre *Canis*. D'un point de vue évolutif, cette espèce est très proche du coyote *Canis latrans* qui est présent sur le continent américain d'où le chacal est absent, et de l'espèce *Canis lupus* qui comprend les sous-espèces loup et chien.

En 2016, douze sous-espèces de chacal doré étaient identifiées et réparties en Europe, en Asie et en Afrique (base de données du Système d'information taxonomique intégré – https://www.itis.gov). Cinq d'entre elles vivent en Afrique et une récente étude moléculaire suggère de les classer comme appartenant à une autre espèce de canidé, *Canis anthus* (Koepfli *et al*., 2015). De nouvelles investigations moléculaires sont actuellement en cours afin de consolider cette classification. L'espèce chacal doré serait donc exclusivement présente en Eurasie (***carte 1***). Dans la suite de cet article, il n'est question que du chacal doré eurasiatique.

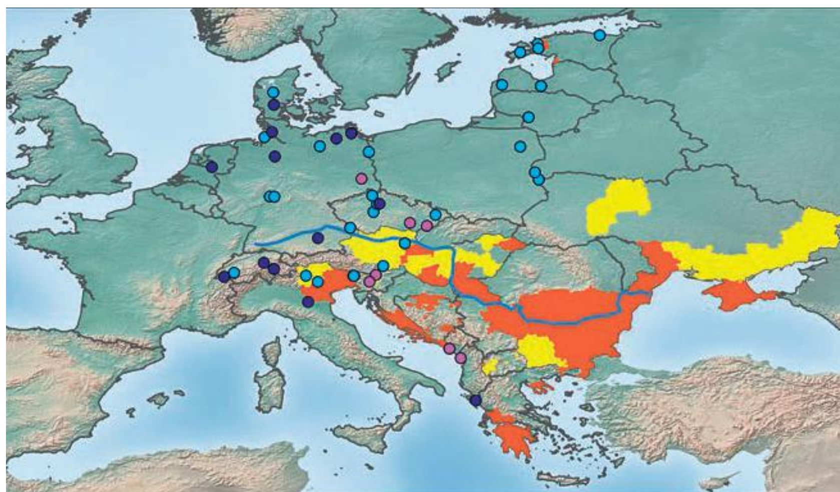
Une dynamique d'expansion fluctuante

Il y a près de 20 500 ans, une expansion historique du chacal doré vers l'Europe aurait eu lieu à partir de l'Inde, où certaines zones ont pu servir de refuge pendant le dernier pic glaciaire de la fin du pléistocène (– 25 000 à – 18 000 ans).

Carte 1 **Distribution du chacal doré dans le monde en 2008.**
Élaborée par l'Union internationale de conservation de la nature (UICN – Jhala & Moehlman, 2008), modifiée avec les résultats de l'étude de Koepfli *et al.* (2015) qui distinguent l'espèce « chacal doré eurasiatique » (*Canis aureus*, en orange) de l'espèce « loup doré africain » (*Canis anthus*, en rouge).



Carte 2 **Distribution récente des sites de présence du chacal doré identifiés en Europe.** La ligne bleue représente le fleuve Danube. Lorsque la localisation d'une détection ponctuelle d'individu concerne une zone administrative (région, département…), le point central de cette zone a été considéré comme le lieu de présence pour la cartographie. La localisation de la petite population présente en Slovaquie n'a pas pu être représentée par manque d'informations. La carte a été établie avec le logiciel QuantumGIS (2014). Les limites administratives des pays proviennent du site internet Divas-GIS (http://www.diva-gis.org).



Localisation des détections ponctuelles d'individus :
- Années 2000 à 2010
- Années 2011 à 2015
- Années 2016 à 2018

Régions de présence régulière en :
- Individus solitaires
- Populations reproductrices

Tableau 1 **Estimations des effectifs de chacal doré dans les pays européens où il est le plus abondant, soit ceux situés à l'ouest de la mer Noire qui hébergent au moins 100 individus.** (D'après Ćirović *et al.*, 2016)

Pays	Effectif estimé	Année de l'estimation
Bosnie-Herzégovine	300	2014
Bulgarie	34 000	2006
Croatie	4 000	Non renseignée
Grèce	1 500	2014
Hongrie	9 000	Non renseignée
Roumanie	6 000	2013
Serbie	15 000	Non renseignée
Total	**70 000**	

Il existe très peu de fossiles anciens de cette espèce en Europe : en Turquie, en Grèce et sur l'île de Hvar en Croatie.

Sa présence est réellement documentée en Europe à partir du xve siècle, avec une première observation en 1491 en Croatie. Historiquement, le chacal doré semble donc originaire de la péninsule des Balkans et deux populations ancestrales auraient évolué indépendamment en Croatie et en Grèce, isolées par des facteurs écologiques. Ces deux populations, qui étaient morphologiquement et génétiquement différentes, ont aujourd'hui fusionné suite à la rapide expansion géographique de l'espèce (Rutkowski *et al.*, 2015).

Les populations de chacal doré ont été mises à mal à la fin de la seconde Guerre mondiale, notamment suite aux empoisonnements, à la chasse et au piégeage intensif. Depuis, plusieurs phases d'expansion auraient eu lieu dans les années 1960, puis dans les années 1980, étendant ainsi sa distribution en dehors des Balkans (Arnold *et al.*, 2012 ; Trouwborst *et al.*, 2015). Dans les années 1990, il a commencé à recoloniser le bassin des Carpates à partir du sud. Depuis les années 2000, une nouvelle phase d'expansion, de plus grande envergure, semble avoir lieu.

Une distribution hétérogène en Europe

D'après la bibliographie, une carte de répartition a pu être établie selon les rapports de présence ou de détection de l'espèce (***carte 2***). À noter que le manque de suivi systématique ne permet pas de conclure sur sa distribution continue ou fragmentée. C'est pourquoi il faut interpréter les cartes de distribution du chacal doré en Europe avec précaution, car elles ne reflètent que les présences. Ainsi, les zones sans notification de présence ne correspondent pas à des zones d'absence. De plus, les indices de présence ne sont pas toujours solidement validés.

Les densités semblent plus élevées sur les côtes de la péninsule des Balkans, le long du Danube et de ses affluents (Arnold *et al.*, 2012), qui pourraient jouer un rôle de corridor de dispersion. Mais des populations établies et reproductrices se trouvent maintenant dans quasiment tous les pays au sud d'une diagonale Italie-Biélorussie (***tableau 1***), outre une population reproductrice en Estonie.

Les densités estimées en Europe dans les zones de population établie varient de 0,17 à 4,8 groupes familiaux aux 10 km² (Šálek *et al.*, 2014).

En ce qui concerne les individus en dispersion, les observations se multiplient au nord de l'Europe jusqu'en Estonie et en Pologne, et à l'ouest jusqu'en Suisse. Le chacal doré est aujourd'hui présent dans 25 pays européens. Ainsi, les pays frontaliers de la France accueillent des individus esseulés : l'Allemagne depuis 1997, le Danemark depuis 2015. En Italie, l'espèce se reproduit depuis les années 1980 en Vénétie julienne, et des individus ont été recensés plus à l'ouest dans le Trentin. L'individu le plus proche des frontières françaises (moins de 100 km à vol d'oiseau) a été observé en 2011 en Suisse.

En France, des doutes ont plané sur des photographies ces dernières années, mais elles n'avaient jamais permis d'affirmer la présence du chacal doré ; jusqu'aux clichés irréfutables pris en 2017 et début 2018 non loin de la frontière suisse (***encadré 1***). Plusieurs experts internationaux questionnés ont confirmé la validité de ces nouvelles données.

Une espèce très adaptable

Une morphologie intermédiaire entre le renard et le loup

Le chacal doré présente des caractéristiques morphologiques intermédiaires entre celles du renard roux et du loup gris (taille, silhouette, couleurs, empreintes, fèces…), qui peuvent prêter à confusion (***figure 1***).

Comme son nom l'indique, la couleur de base de son pelage est principalement

dorée. Ainsi en va-t-il des flancs et des pattes, lesquelles ne sont pas noires aux extrémités comme chez le renard. Les parties ventrales sont plus claires. Il y a une zone blanche caractéristique sur les lèvres supérieures, et deux bandes blanches transversales qui se croisent en X sous le cou sont visibles chez les individus matures (Tóth *et al.*, 2009).

Le chacal doré possède de courtes oreilles arrondies et une queue trapue (20 à 30 cm, c'est-à-dire presque deux fois plus courte et moins touffue que celle du renard roux), à l'extrémité noire (Tóth *et al.*, 2009). Les coussinets des doigts médians sont partiellement soudés à leur base.

En Europe, le chacal doré pèse en général entre 8 et 15 kg (avec des extrêmes de 7 et 17 kg), pour une hauteur au garrot de 45 à 50 cm (Tóth *et al.*, 2009).

Il n'y a pas de dimorphisme sexuel. Par contre, il existe de grandes variations du pelage, de la stature et de la silhouette en fonction de l'individu, de la saison, de l'habitat.

Le nombre de dents (n = 42) est identique à celui du loup gris et du renard roux. Toutefois, une analyse précise de chaque dent permet de distinguer chaque espèce, et également d'estimer l'âge du chacal doré.

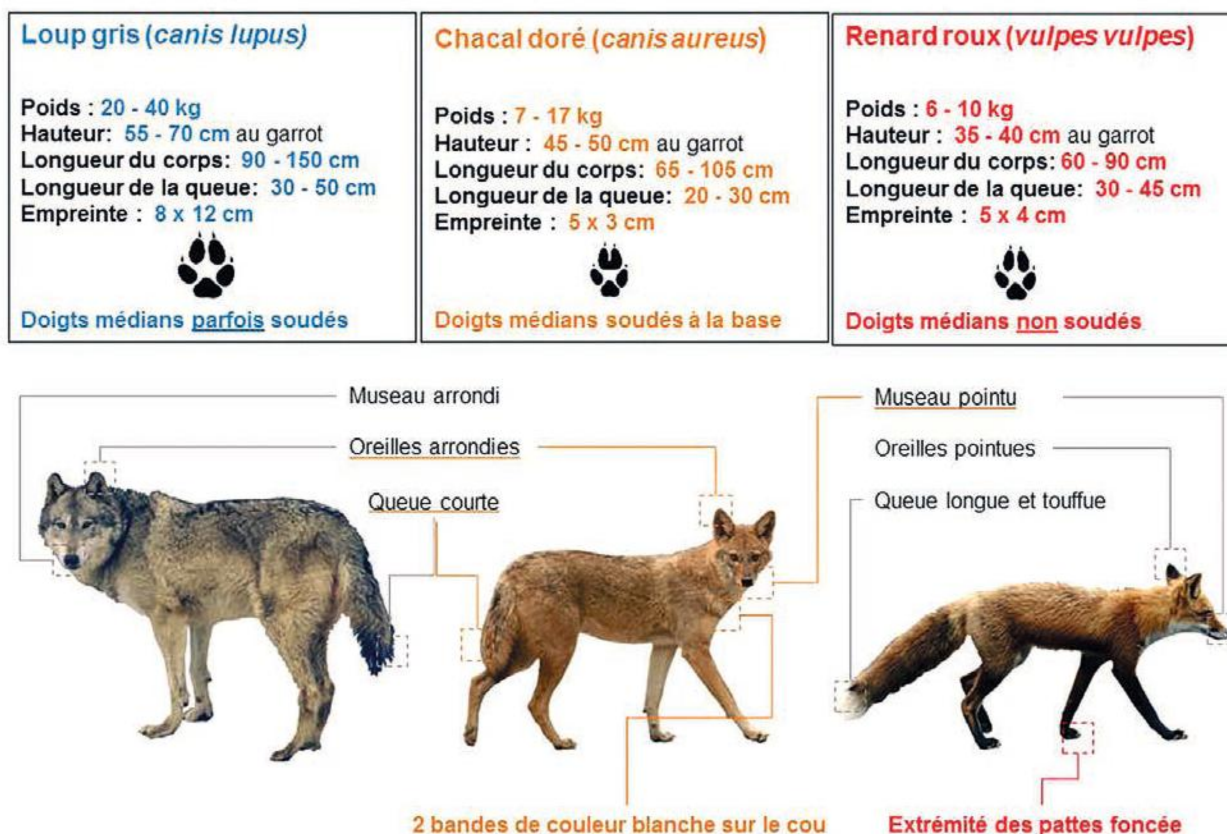
▶ Encadré 1 • Les premières photos validées de chacal doré en France

En 2017 puis début 2018, la Fédération départementale des chasseurs de Haute-Savoie (FDC 74) obtient des clichés en noir et blanc sur un de ses appareils photographiques automatiques disposés dans le cadre de la veille du réseau Loup-lynx animé par l'ONCFS. Le service départemental de Haute-Savoie de l'ONCFS, la FDC 74 et Nathan Ranc, de l'université de Harvard et de la Fondation Edmund Mach, membre du GOJAGE (*GOlden JAckal informal study Group in Europe*), se rendent sur place en janvier 2018 afin de vérifier entre autres les dimensions de l'animal en comparant les photographies et le site, situé dans le Chablais. En mars 2018, de nouveaux clichés, cette fois-ci en couleurs, sont obtenus par Christophe Gilles (FRAPNA Haute-Savoie) également dans le Chablais, grâce à un piège photographique. Tous ces éléments confirment que le chacal doré a bien visité la France.



◀ *Cliché de chacal doré pris au piège-photo automatique en mars 2018 dans le Chablais.*

Figure 1 **Critères d'identification du chacal doré en comparaison avec le loup gris et le renard roux, deux espèces de canidés morphologiquement proches en Europe.** (Loup : © A. Garnier/PN Vanoise ; chacal : © CLPramod/CC BY ; renard : © L. Ronald, USFWS)





© M. Steenhaut (www.martinsnature.com)

▲ *Le chacal présente une morphologie variable, intermédiaire entre le renard et le loup.*

Une espèce territoriale à l'activité principalement crépusculaire

L'unité sociale du chacal doré serait le couple reproducteur avec les jeunes de l'année, et parfois ceux de l'année précédente. Malgré le peu d'informations disponibles, certains auteurs supposent qu'il s'agit d'une espèce territoriale, avec un domaine vital allant de 2 à 15 km². Un premier suivi télémétrique en Hongrie rapporte un domaine vital de 13 km² pour une jeune femelle (Lanszki *et al*., 2018). Le territoire du chacal doré semble se délimiter davantage pendant la période de reproduction, quand le couple ne s'éloigne guère de sa tanière.

En Europe, la mise-bas a lieu de début avril à fin mai (Vassilev & Genov, 2002 *in* Stoyanov, 2012 ; Lanszki *et al*., 2018). Les tanières décrites sont généralement des terriers abandonnés de renard et de blaireau. Dans les habitats au sol dur, rocailleux, il semble que le chacal ne creuse pas de terrier mais utilise des branches et de l'herbe pour construire une « couche » dans une végétation de buissons. La taille de la portée, vraisemblablement unique dans l'année, varie de 3 à 12 jeunes. Ceux-ci resteraient dans la tanière pendant leurs 7 premières semaines de vie, et continueraient de la fréquenter jusqu'à leur quatorzième semaine. Le taux de survie des jeunes à la sortie de la tanière est estimé entre 40 et 50 % (Vassilev & Genov, 2002 *in* Stoyanov, 2012).

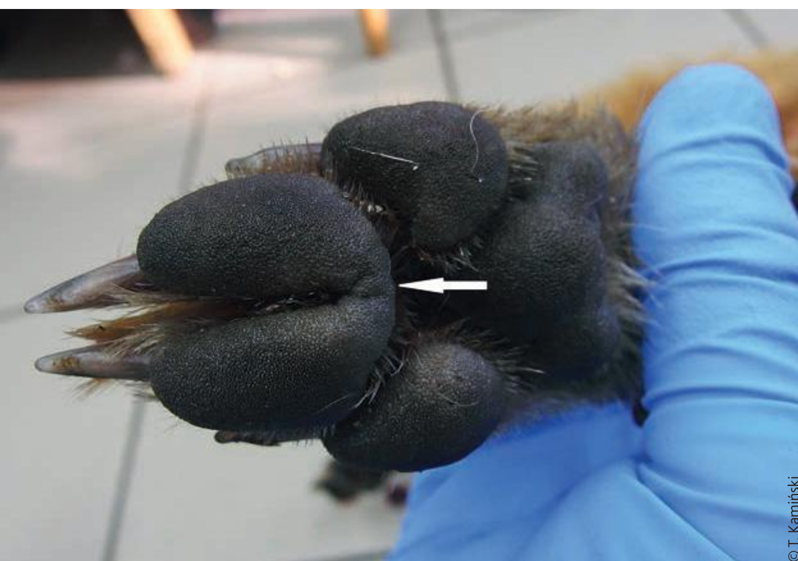
Le chacal doré est principalement actif à l'aube et au crépuscule. Dans la journée, il utiliserait les habitats à végétation dense pour se reposer et se déplacerait peu (Giannatos, 2004).

Une grande plasticité alimentaire

Le régime alimentaire du chacal doré a fait l'objet de nombreuses études. Les observations directes de son comportement alimentaire sont particulièrement difficiles, compte tenu de son mode de vie discret et du couvert végétal souvent dense. Les analyses se basent donc sur deux méthodes indirectes : l'analyse de contenus stomacaux prélevés sur des animaux morts, ou celle du contenu des fèces prélevées sur le terrain. Certaines études concernent les variations du régime alimentaire selon les régions, les saisons, les moments de la journée, le sexe et l'âge.

Les résultats montrent que le chacal doré est un carnivore généraliste, qui utilise différentes stratégies de recherche alimentaire :
- il consomme des carcasses et des végétaux ;
- il chasse essentiellement des proies de petite taille ;
- il chasse seul, en couple ou en groupe, afin d'augmenter ses chances de capturer des proies plus grandes.

C'est un régime alimentaire à rapprocher de celui du renard roux, avec un comportement charognard marqué, une propension à se nourrir sur les carcasses de gibier et les décharges publiques. Des cas de prédation sur la faune domestique de petite taille, comme les volailles et les agneaux, sont documentés (Raichev *et al*., 2013), de même que sur du gibier de petite taille comme les marcassins, les faons, les lièvres, les perdrix, les cailles


© T. Kaminski

▲ *Chez le chacal doré, les coussinets des doigts médians sont partiellement soudés à leur base. Ce caractère morphologique peut se retrouver parfois chez le loup, mais pas chez le renard.*



© M. Steenhaut (www.martinsnature.com)

▲ *Le chacal doré a un comportement charognard marqué et se nourrit notamment de carcasses (ici les restes d'un cheval), même s'il peut se repaître d'un animal domestique ou d'un gibier de petite taille si l'occasion se présente.*



▲ *Le chacal doré fréquente une grande diversité de milieux naturels, y compris les zones humides.*

(Bošković *et al.*, 2013), ou sur des animaux de plus grande taille qui sont blessés (Giannatos *et al.*, 2010 ; Heltai *et al.*, 2013).

Ce régime alimentaire opportuniste confère au chacal doré un fort potentiel adaptatif, lui permettant de moduler son alimentation en fonction de la disponibilité en nourriture.

Une présence dans des habitats variés

Le type d'habitat ne semble pas être un facteur limitant la présence ni la dispersion du chacal doré. En effet, l'espèce est présente dans des habitats naturels très variés, comme les zones humides, les forêts, les marais salants, les paysages agricoles et à proximité des habitations lorsqu'il y a des déchets disponibles. Il semblerait que les mosaïques de terres arables et de zones arbustives et forestières soient les habitats les plus attractifs (Šálek *et al.*, 2014), ainsi que les plaines humides et les zones côtières.

Le fait que les montagnes de haute altitude puissent constituer une barrière à la dispersion est discuté. Au Népal, le chacal doré a été photographié à 3 300 m d'altitude. Cependant, la couverture neigeuse associée à l'altitude semble être un facteur limitant (Spassov, 1989). Le changement climatique pourrait constituer un facteur accélérant la dynamique d'expansion du chacal doré en Europe.

Quelles peuvent être les conséquences de l'arrivée du chacal doré ?

La compétition interspécifique pourrait concerner prioritairement le renard roux, avec lequel la niche alimentaire est chevauchante, et éventuellement le loup gris, puisque certaines études évoquent une compétition territoriale entre ces deux espèces (***encadré 2***).

L'existence d'hybrides naturels entre les chiens errants et les chacals dorés a récemment été confirmée grâce à des

▶ Encadré 2 • Compétition territoriale avec le loup ?

La présence du loup gris pourrait être un facteur limitant pour celle du chacal doré. Des études montrent que ces deux espèces ont des zones d'occurrence principalement distinctes, avec quelques zones de coexistence (***figure 2***). Certains auteurs émettent l'hypothèse d'une compétition interspécifique ; d'autres suggèrent une sélection d'habitats différents, avec des écosystèmes plutôt boisés et montagnards pour le loup gris et des habitats plus ouverts, humides et de moins haute altitude pour le chacal doré.

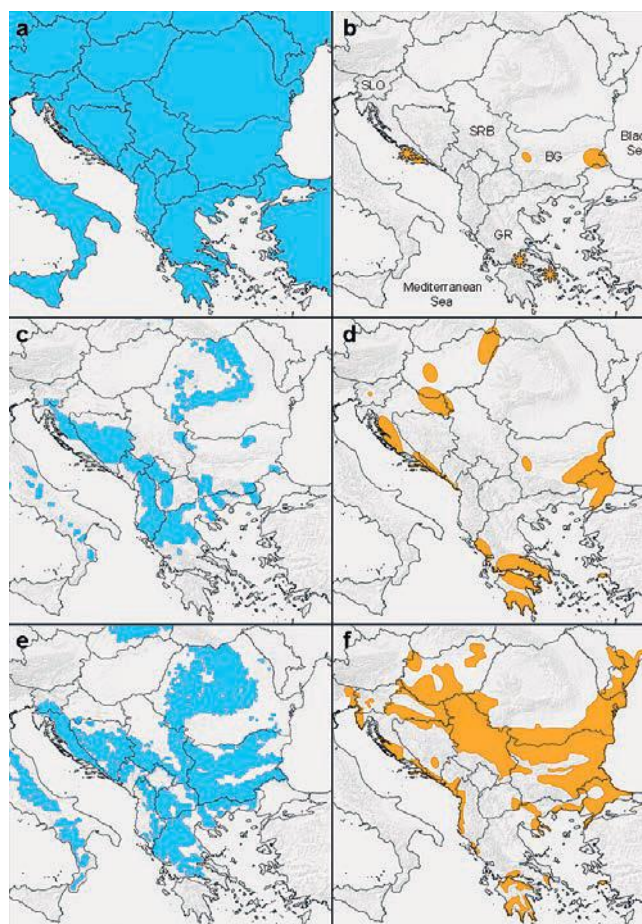


Figure 2 **Évolution de la distribution approximative du chacal doré et du loup gris dans les Balkans.**
D'après Krofel *et al.* (2017). Les cartes représentent l'évolution de la distribution géographique du loup gris (à gauche) et du chacal doré (à droite), au cours de différentes périodes : avant 1500 (en haut), entre 1950 et 1970 (au centre) et après 2000 (en bas). Les surfaces colorées correspondent aux zones de présence permanente des deux canidés (SLO = Slovénie, SRB = Serbie, BG = Bulgarie, GR = Grèce).

analyses génétiques menées en Croatie sur trois animaux (Galov *et al*., 2015). L'étude a démontré la fertilité de ces hybrides naturels. L'hybridation entre les chacals dorés et les loups gris n'est quant à elle pas démontrée, bien qu'elle soit suspectée. De même, l'hybridation entre le chacal doré et le renard roux n'est pas démontrée.

Le chacal doré peut être porteur de diverses maladies, dont certaines sont transmissibles à la faune sauvage, à la faune domestique et à l'homme (trichinellose, échinococcose, leishmaniose et brucellose, potentiellement la rage).

Les cas de prédation sur le cheptel domestique sont possibles (voir ci-dessus), mais les dégâts ainsi occasionnés par le chacal doré sont relativement faibles comparés à ceux d'autres espèces prédatrices (renard roux et loup gris pour ne citer qu'eux). Les cas de prédation sur le gibier sont documentés également (voir page 24), mais ils ne semblent pas mettre en péril les populations prédatées (Ćirović *et al*., 2016).

Le chacal doré est considéré par certains auteurs comme une espèce rendant des services écosystémiques, par la consommation de ravageurs des cultures et par le nettoyage des carcasses avant qu'elles ne se décomposent et propagent des maladies (Ćirović *et al*., 2016).

À ce jour, il n'y a aucun cas connu d'attaque de chacal doré sur l'homme.

Quels outils pour suivre l'arrivée et l'expansion du chacal doré en France ?

Les méthodes de primo-détection sont principalement les photographies de bonne qualité qui permettent une confrontation entre spécialistes. Il existe un réseau de spécialistes européens, le GOJAGE (***encadré 1***), qui rédige un blog, source d'information dédiée au chacal doré (http://gojage.blogspot.fr/).

En France, le réseau Loup-lynx piloté par l'ONCFS permet de surveiller l'occurrence de ces animaux, comme en témoignent les premières photos sur le territoire (***encadré 1***).

La bioacoustique (hurlements provoqués par lesquels les jeunes peuvent être distingués des adultes) est une méthode qui peut être utilisée pour le suivi.

Cependant, l'identification visuelle et acoustique du chacal doré peut être erronée. Il convient donc de vérifier si possible l'identité spécifique, par exemple grâce à une analyse génétique sur animaux morts (par accidents de la route ou tirs de confusion) ou sur fèces. Les marqueurs moléculaires identifiant l'espèce chacal doré sont maintenant bien déterminés.

Quel est son statut réglementaire ?

En 1996, l'espèce a été classée dans la catégorie « Faible risque » sur la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN (http://www.iucnredlist.org).

En Europe, le chacal doré figure à l'annexe V de la directive Habitats-faune-flore, ce qui ne lui confère pas de statut de protection particulier, même si les États membres doivent s'assurer que la population se maintient dans un état de conservation satisfaisant.

Par ailleurs, la Commission européenne a conclu en 2016 que « les données scientifiques issues de la biologie moléculaire montrent que le chacal doré n'a pas été introduit dans les pays européens par



▲ *Le statut réglementaire actuel du chacal doré en France ne permet ni de le chasser, ni de le piéger.*

l'homme, il ne doit donc pas être traité comme étranger » (*European Commission*, DG Env., 2016). Il n'a donc pas le statut d'espèce exotique en Europe.

Son statut au niveau national diffère selon les pays : protégé chez certains (Allemagne, Suisse, Italie…), régulé chez d'autres (Estonie, Serbie, Bulgarie…). Ce point réglementaire est souvent soumis à discussion.

En France, dès lors qu'une espèce se maintient dans le milieu naturel et que l'homme n'est pas à l'origine de son introduction, la qualification de gibier est retenue. Il y a donc lieu de lui appliquer les règles relatives à la police de la chasse. Le chacal doré n'apparaît pas dans l'arrêté qui liste les espèces chassables (arrêté du 26 juin 1987). C'est donc une espèce gibier non chassable.

Vers une coordination internationale pour le suivi et la gestion

Le chacal doré est à ce jour une espèce de canidé encore peu connue et peu étudiée en Europe. Cependant, l'augmentation récente du nombre d'articles scientifiques démontre qu'il suscite un intérêt grandissant. Cette espèce possède un fort potentiel adaptatif du fait de sa grande plasticité biologique, ce qui favorise sa capacité de colonisation de nouveaux territoires. Tôt ou tard, on peut gager que le chacal doré fera partie de la biodiversité française et il convient de communiquer largement sur son statut réglementaire, qui, dans l'état actuel des textes, ne permet ni de le chasser, ni de le piéger. À l'avenir, une coordination internationale est souhaitable afin d'harmoniser les pratiques en matière de suivi et de gestion.

Remerciements

Nous tenons à remercier chaleureusement la FDC 74, ainsi que la FRAPNA 74, pour leur travail de terrain qui a permis de capturer photographiquement le ou les premiers chacals dorés en France. ●

Pour en savoir plus

- Les auteurs de cet article ont également produit une importante synthèse bibliographique sur le chacal doré, téléchargeable à ce lien : http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/Chacal/Andru-Ranc2017NT06-29-04-2018.pdf

Bibliographie

- Arnold, J., Humer, A., Heltai, M., Murariu, D., Spassov, N. & Hackländer, K. 2012. Current status and distribution of golden jackals *Canis aureus* in Europe. *Mammal Review* 42(1): 1-11.
- Bošković, I., Šperanda, M., Florijančić, T., Šprem, N., Ozimec, S., Degmečić, D. & Jelkić, D. 2013. Dietary habits of the golden jackal (*Canis aureus* L.) in the Eastern Croatia. *Agriculturae Conspectus Scientificus* 78(3): 245-248.
- Ćirović, D., Penezić, A. & Krofel, M. 2016. Jackals as cleaners: Ecosystem services provided by a mesocarnivore in human-dominated landscapes. *Biological Conservation* 199: 51-55.
- European Commission, DG Environment. 2016. Golden jackal should not be treated as an alien species in Europe. *Science for Environment Policy, News* 443.
- Galov, A., Fabbri, E., Caniglia, R., Arbanasić, H., Lapalombella, S., Florijančić, T., Bošković, I., Galaverni, M. & Randi E. 2015. First evidence of hybridization between golden jackal (*Canis aureus*) and domestic dog (*Canis familiaris*) as revealed by genetic markers. *Royal Society open science* 2(12): 150450. doi: 10.1098/rsos.150450.
- Giannatos, G. 2004. *Conservation action plan for the golden jackal Canis aureus L. in Greece*. WWF Greece. 47 p.
- Giannatos, G., Karypidou, A., Legakis, A. & Polymeni, R. 2010. Golden jackal (*Canis aureus L*.) diet in Southern Greece. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 75(3): 227-232.
- Heltai, M., Ćirović, D., Szabó, L., Penezić, A., Nagyapáti, N., Kurys, A. & Lanszki, J. 2013. Golden jackal : opinion versus facts - Experiences from Serbia and Hungary. *In*: Modern aspects of sustainable management of game populations. *Proceedings of the 2nd International Symposium on Hunting "Modern aspects of sustainable management of game population"*, Zemun-Belgrade, Serbia, 22-24 June 2012: 13-20.
- Jhala, Y. & Moehlman, P.D. 2008. *Canis aureus. The IUCN Red List of Threatened Species 2008*: e.T3744A10054631. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3744A10054631.en.
- Koepfli, K.P., Pollinger, J., Godinho, R., Robinson, J., Lea, A., Hendricks, S., Schweizer, R.M., Thalmann, O., Silva, P., Fan, Z., Yurchenko, A.A., Dobrynin, P., Makunin, A., Cahill, J.A., Shapiro, B., Álvares, F., Brito, J.-C., Geffen, E., Leonard, J.A., Helgen, K.M., Johnson, W.E., O'Brien, S.J., Van Valkenburgh, B. & Wayne, R.K. 2015. Genome-wide evidence reveals that African and Eurasian golden jackals are distinct species. *Current Biology* 25(16): 2158-2165.
- Krofel, M., Giannatos, G., Ćirovič, D., Stoyanov, S. & Newsome, T.M. 2017. Golden jackal expansion in Europe: a case of mesopredator release triggered by continent-wide wolf persecution? *Hystrix It. J. Mamm.* 28(1): 9-15. https://doi.org/10.4404/hystrix-28.1-11819.
- Lanszki, J., Schally, G., Heltai, M. & Ranc, N. 2018. Golden jackal expansion in Europe: First telemetry evidence of a natal dispersal. *Mammalian Biology* 88: 81-84.
- Raichev, E.G., Tsunoda, H., Newman, C., Masuda, R., Georgiev, D.M. & Kaneko, Y. 2013. The Reliance of the Golden Jackal (*Canis aureus*) on Anthropogenic Foods in winter in Central Bulgaria. *Mammal Study* 38(1): 19-27.
- Rutkowski, R., Krofel, M., Giannatos, G., Ćirović, D., Männil, P., Volokh, A.M., Lanszki, J., Heltai, M., Szabó, L., Banea, O.C., Yavruyan, E., Hayrapetyan, V., Kopaliani, N., Miliou, A., Tryfonopoulos, G.A., Lymberakis, P., Penezić, A., Pakeltytė, G., Suchecka, E. & Bogdanowicz, W. 2015. A European concern? Genetic structure and expansion of golden jackals (*Canis aureus*) in Europe and the Caucasus. *PloS One 10, e0141236*.
- Šálek, M., Červinka, J., Banea, O.C., Krofel, M., Ćirović, D., Selanec, I., Penezić, A., Grill, S. & Riegert, J. 2014. Population densities and habitat use of the golden jackal (*Canis aureus*) in farmlands across the Balkan Peninsula. *European Journal of Wildlife Research* 60(2): 193-200.
- Spassov, N. 1989. The position of jackals in the *Canis* genus and life-history of the golden jackal (*Canis aureus* L.) in Bulgaria and on the Balkans. *Historia naturalis bulgarica* 1: 44-56.
- Stoyanov, S. 2012. Golden jackal (*Canis aureus*) in Bulgaria. Current status, distribution, demography and diet. *In: 2nd International Symposium on Hunting "Modern aspects of sustainable management of game population"*, Zemun-Belgrade, Serbia, 22-24 June 2012: 48-55.
- Tóth, T., Krecsák, L., Szücs, E., Heltai, M. & Huszár, G. 2009. Records of the golden jackal (*Canis aureus* L.) in Hungary from 1800 until 2007, based on a literature survey. *North-Western Journal of Zoology* 5(2): 386-405.
- Trouwborst, A., Krofel, M. & Linnell, J.-D. 2015. Legal implications of range expansions in a terrestrial carnivore: the case of the golden jackal (*Canis aureus*) in Europe. *Biodiversity and Conservation* 24(10): 2593-2610.

Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage

Supplément Faune sauvage

Ongulés sauvages le réseau

Faune sauvage N° 320 I 3e trimestre 2018



Tableaux de chasse ongulés sauvages saison 2017-2018

Cette année, les prélèvements de sangliers sont en très forte augmentation par rapport à la saison précédente (+ 9 %), et ils atteignent un record historique approchant les 760 000 individus. À l'inverse, les prélèvements de l'isard sont en très forte baisse (– 10,9 %). Pour les autres espèces, les tableaux de chasse sont relativement stables par rapport à la saison 2016-2017.

	Attributions	Réalisations
Cerf	96 698	62 418
Chevreuil	674 840	585 925
Sanglier	/	756 149
Chamois	15 651	12 699
Isard	3 013	2 389
Mouflon	4 312	3 251
Daim	3 318	1 455
Cerf sika	279	61

Données issues du réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC

Rappelons que ces chiffres sont issus des données transmises par les interlocuteurs techniques des fédérations départementales des chasseurs et de l'ONCFS. Dans certains départements, ils doivent parfois réaliser des extrapolations – voire des approximations – à partir de leur connaissance du terrain et des différents éléments administratifs et techniques de leur territoire.



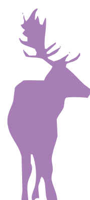
Pour le cerf, les tableaux de chasse sont en légère augmentation pour la quatrième saison consécutive. Cependant, le taux de réalisation chute et passe de 71 % à 64 %.



Pour le sanglier, le tableau de chasse est en hausse pour la quatrième saison consécutive, avec cette année une augmentation très forte de 9 %.



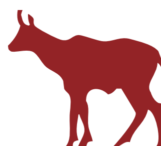
Pour le mouflon, cette année l'espèce est prélevée dans 30 départements (29 étaient concernés la saison précédente). Le tableau de chasse est relativement stable au cours des cinq dernières saisons.



Pour le daim, l'espèce est prélevée dans 49 départements (48 étaient concernés la saison précédente). Cette année les réalisations diminuent légèrement (- 1,2 %).



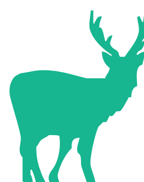
Pour le chevreuil, les prélèvements sont légèrement en hausse pour la quatrième saison consécutive.



Pour le chamois, les réalisations et le taux de réalisation sont quasiment stables par rapport à la saison précédente.



Pour l'isard, après deux années d'augmentation, les prélèvements sont en très forte baisse (- 10,9 %). Le taux de réalisation s'infléchit encore pour la troisième saison d'affilée, passant de 82 % à 79 %.



Pour le cerf sika, seuls 10 départements sont concernés par cette espèce cette année (14 étaient concernés la saison précédente). Les prélèvements sont en baisse pour la sixième année consécutive.

ONGULÉS SAUVAGES
le réseau

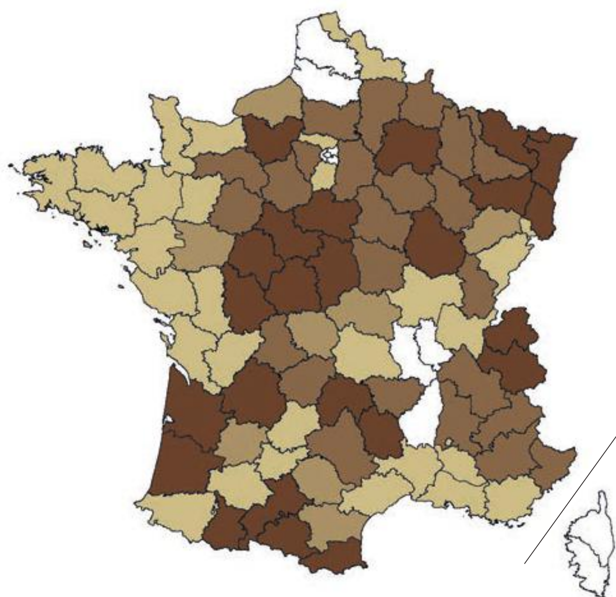
Le **cerf**

Cervus elaphus

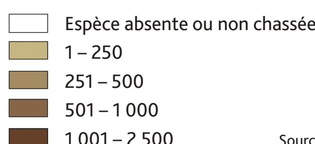


© B. Hamann

Tableaux de chasse départementaux



Réalisations hors parcs et enclos



Espèce absente ou non chassée
1 – 250
251 – 500
501 – 1 000
1 001 – 2 500

Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.

Total attributions : 96 698
Total réalisations : 62 418
Taux de réalisation : 64,5 %

Apparition (par rapport à la saison précédente) : les Bouches-du-Rhône et la Manche.

Disparition (par rapport à la saison précédente) : la Somme.

En hausse (plus de 20 % d'augmentation des réalisations par rapport à la saison précédente) : la Seine-Maritime (+ 44 %), les Deux-Sèvres (+ 35 %), la Haute-Vienne (+ 26 %), le Doubs et le Gard (+ 24 %), les Pyrénées-Atlantiques (+ 23 %), la Haute-Loire (+ 21 %), les Alpes-de-Haute-Provence et la Meuse (+ 20 %).

En baisse (plus de 20 % de diminution des réalisations par rapport à la saison précédente) : le Loiret (– 31 %) et la Nièvre (– 21 %)

***Remarque** : pour l'évaluation de ces tendances, seuls les départements pour lesquels les tableaux de chasse étaient supérieurs à 20 têtes ont été retenus.*

Évolution annuelle du tableau de chasse national

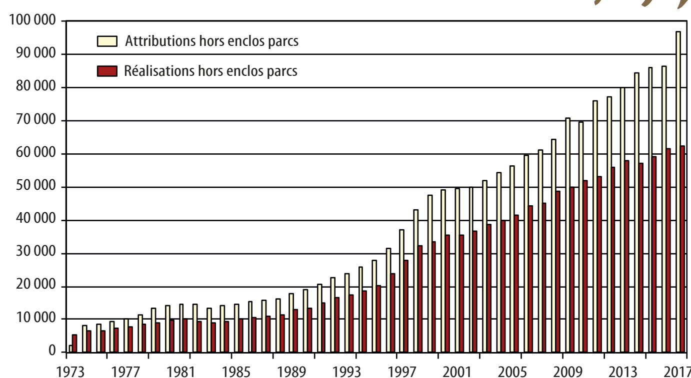
Les tableaux de chasse sont supérieurs à 1 500 cerfs dans treize départements : la Savoie (2 228), l'Indre-et-Loire (2 173), le Cantal (2 163), le Loir-et-Cher (2 162), le Bas-Rhin (2 045), les Hautes-Pyrénées (1 902), le Loiret (1 768), la Haute-Garonne (1 761), la Dordogne (1 759), l'Indre (1 750), le Haut-Rhin (1 639), l'Ariège (1 623) et les Vosges (1 546).

Le prélèvement national aux 100 ha boisés est de 0,41 cerf lorsque le calcul est fait sur les départements où l'espèce est chassée.

L'Indre (1,9), la Vienne (1,7), l'Eure-et-Loir (1,6), les Hautes-Pyrénées et la Haute-Garonne (1,4) ont les densités de réalisations les plus élevées aux 100 ha boisés.

Progression sur 1 an : + 1,6 %
Progression sur 10 ans : x 1,3
Progression sur 20 ans : x 1,9





Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.

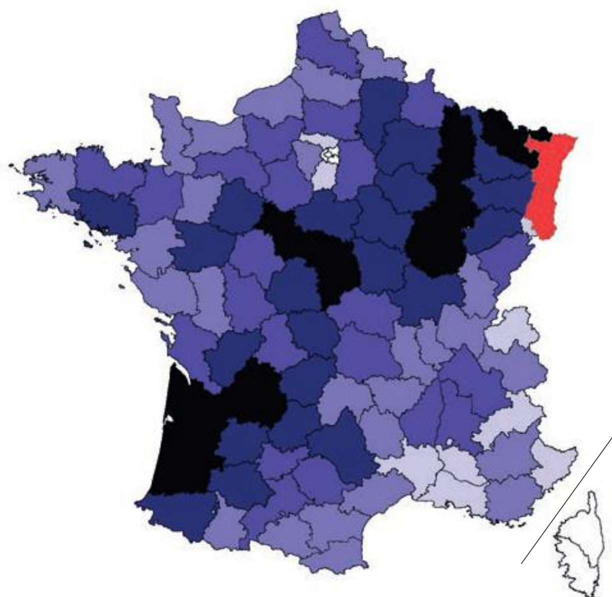
ONGULÉS SAUVAGES le réseau


© B. Hamann

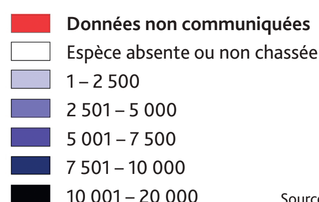
Le **chevreuil**

Capreolus capreolus

Tableaux de chasse départementaux



Réalisations hors parcs et enclos



Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.

Total attributions : 674 840
Total réalisations* : 585 925
Taux de réalisation : 86,8 %

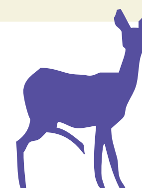
** Les réalisations du Haut-Rhin et du Bas-Rhin ont été estimées à partir de leurs données d'attribution et du taux de réalisation national moyen.*

En hausse (plus de 10 % d'augmentation des réalisations par rapport à la saison précédente) : le Vaucluse (+ 43 %), les Bouches-du-Rhône (+ 37 %), la Vienne (+ 22 %), la Mayenne (+ 14 %), la Drôme (+ 13 %), la Vendée (+ 12 %) et les Deux-Sèvres (+ 11 %).

En baisse (plus de 10 % de diminution des réalisations par rapport à la saison précédente) : l'Aisne (– 22 %), le Loiret (– 21 %), le Nord (– 20 %) et l'Ardèche (– 10 %).

Remarque : pour l'évaluation de ces tendances, seuls les départements pour lesquels les tableaux de chasse étaient supérieurs à 100 réalisations ont été retenus.

Progression sur 1 an : + 1 %
Progression sur 10 ans : x 1,2
Progression sur 20 ans : x 1,5



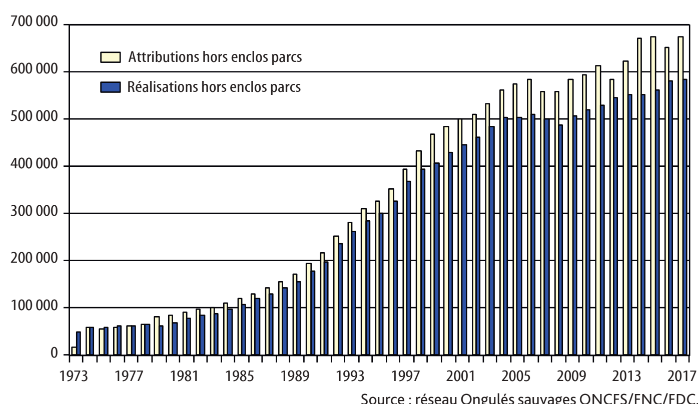
Évolution annuelle du tableau de chasse national

Haut-Rhin et Bas-Rhin non pris en compte.

Les tableaux de chasse sont supérieurs à 10 000 chevreuils dans neuf départements : la Moselle (15 886), la Dordogne (15 075), les Landes (14 758), la Haute-Marne (12 957), la Gironde (12 040), la Côte-d'Or (11 752), le Cher (11 672), le Loir-et-Cher (11 512) et la Meuse (10 981).

Le prélèvement national est de 1,06 chevreuil aux 100 ha totaux et de 3,86 chevreuils aux 100 ha boisés.

Les plus fortes densités de prélèvements aux 100 ha totaux s'observent dans la Moselle (2,6), la Haute-Marne (2,1) et la Meurthe-et-Moselle (1,9).



Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.

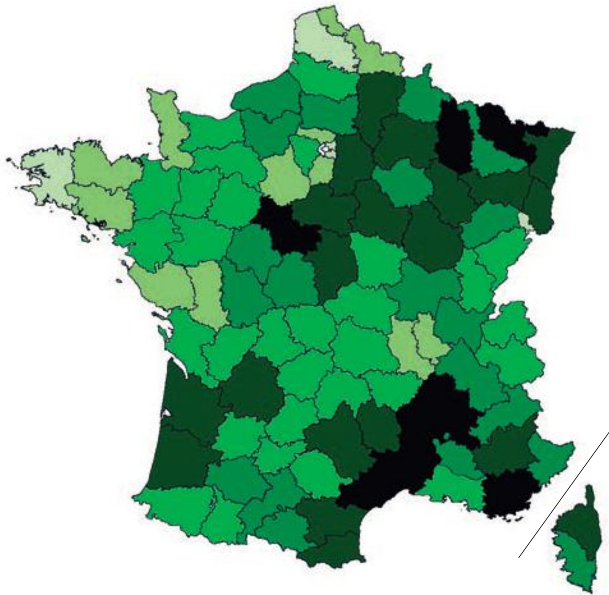

© B. Hamann

ONGULÉS SAUVAGES le réseau

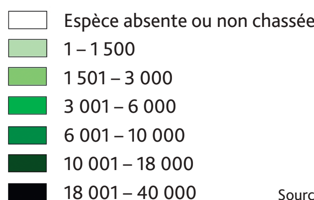
Le sanglier

Sus scrofa

Tableaux de chasse départementaux



Réalisations hors parcs et enclos



Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.

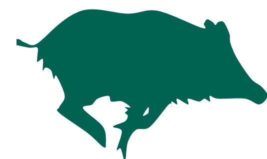
Total réalisations : 756 149
Tableau départemental moyen : 8 044
Tableau départemental médian : 6 074

En forte hausse (plus de 40 % d'augmentation des réalisations par rapport à la saison précédente) : le Jura (+ 53 %), les Pyrénées-Atlantiques (+ 49 %), les Hautes-Alpes (+ 47 %) et la Mayenne (+ 43 %).

En baisse (plus de 20 % de diminution des réalisations par rapport à la saison précédente) : les Bouches-du-Rhône et le Var (– 35 %), le Vaucluse (– 30 %), les Alpes-Maritimes et la Corse-du-Sud (– 21 %).

Remarque : pour l'évaluation de ces tendances, seuls les départements pour lesquels les tableaux de chasse étaient supérieurs à 100 réalisations ont été retenus.

Progression sur 1 an : + 9 %
Progression sur 10 ans : x 1,3
Progression sur 20 ans : x 2,2

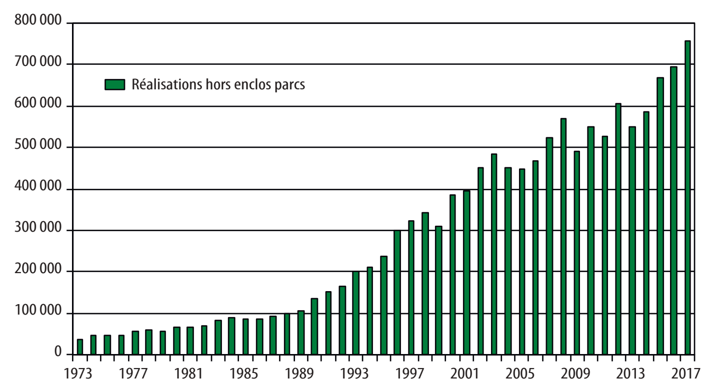


Évolution annuelle du tableau de chasse national

Les prélèvements sont supérieurs à 15 000 sangliers dans onze départements : le Gard (32 979), l'Ardèche (26 188), la Moselle (22 179), le Loir-et-Cher (19 547), la Drôme (19 422), l'Hérault (18 938), le Var (18 922), la Meuse (18 217), le Bas-Rhin (16 650), la Haute-Corse (16 179) et le Cher (15 782).

Le prélèvement national est de 1,38 sanglier aux 100 ha totaux et de 5 sangliers aux 100 ha boisés.

Les plus fortes densités de prélèvements aux 100 ha totaux s'observent dans le Gard (5,6), l'Ardèche (4,7), le Haut-Rhin (3,6), la Moselle et le Bas-Rhin (3,5).



Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.

Ongulés sauvages le réseau

L'isard et le chamois

Rupicapra pyrenaica et *Rupicapra rupicapra*

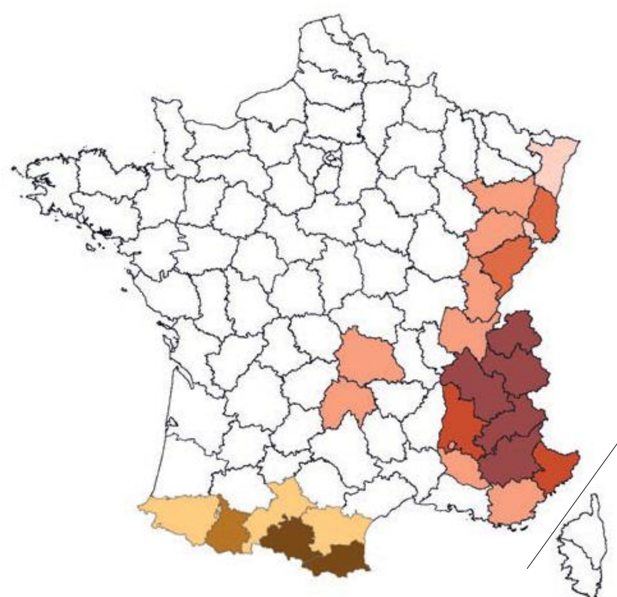


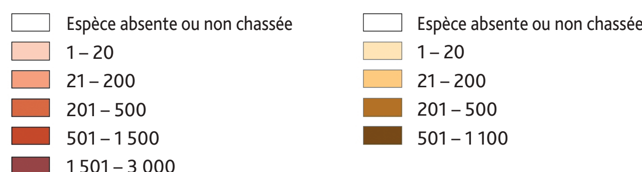
Isard
© D. Maillard/ONCFS



Chamois
© P. Matzke

Tableaux de chasse départementaux





Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.

	Isard	Chamois
Total attributions	3 013	15 651
Total réalisations	2 389	12 699
Taux de réalisation	79,3 %	81,1 %

Isard
En hausse : la Haute-Garonne (+ 50 %), l'Aude (+ 13 %) et les Hautes-Pyrénées (+ 2 %).
En baisse : les Pyrénées-Atlantiques (– 61 %), l'Ariège (– 11 %) et les Pyrénées-Orientales (– 2 %).

Chamois
En hausse (plus de 10 % d'augmentation des réalisations par rapport à la saison précédente) : la Haute-Saône (+ 50 %), la Drôme (+ 14 %) et le Doubs (+ 11 %).
En baisse (plus de 10 % de diminution des réalisations par rapport à la saison précédente) : le Var (– 35 %) et le Vaucluse (– 14 %).

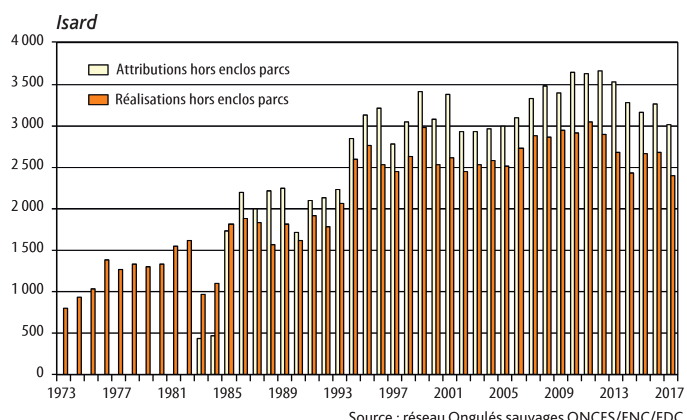
***Remarque :** pour l'évaluation de ces tendances, seuls les départements pour lesquels les tableaux de chasse étaient supérieurs à 20 réalisations ont été retenus.*

	Isard	Chamois
Progression sur 1 an	– 10,9 %	– 0,3 %
Progression sur 10 ans	x 0,8	x 1,1
Progression sur 20 ans	x 0,9	x 1,7

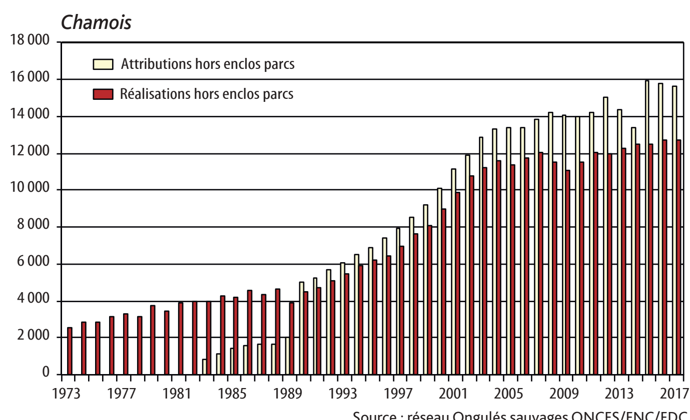
Évolution annuelle du tableau de chasse national

Les tableaux de chasse sont supérieurs à 500 isards dans deux départements : les Pyrénées-Orientales (1 007) et l'Ariège (625).

Les tableaux de chasse sont supérieurs à 1 000 chamois dans six départements : la Savoie (2 446), les Hautes-Alpes (1 948), la Haute-Savoie (1 825), l'Isère (1 767), les Alpes-de-Haute-Provence (1 525) et les Alpes-Maritimes (1 006).



Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.



Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.

ONGULÉS SAUVAGES le réseau

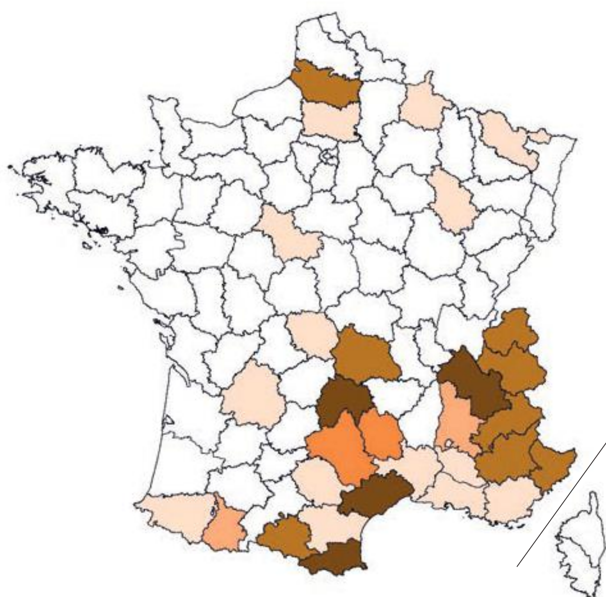
Le **mouflon**

Ovis gmelini musimon x *Ovis* sp.

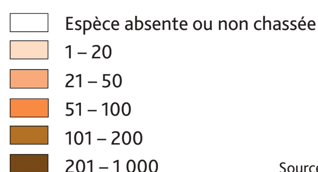


© D. Maillard/ONCFS

Tableaux de chasse départementaux



Réalisations hors parcs et enclos



Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.

Total attributions : 4 312
Total réalisations : 3 251
Taux de réalisation : 75,4 %

Apparition (par rapport à la saison précédente) : la Creuse, la Haute-Marne et les Pyrénées-Atlantiques.

Disparition (par rapport à la saison précédente) : l'Aube et la Loire.

En hausse (plus de 10 % d'augmentation des réalisations par rapport à la saison précédente) : le Cantal (+ 63 %), la Haute-Savoie (+ 35 %), les Hautes-Pyrénées (+ 18 %), le Puy-de-Dôme (+ 14 %), l'Aveyron et l'Isère (+ 11 %).

En baisse (plus de 10 % de diminution des réalisations par rapport à la saison précédente) : la Somme (– 24 %), les Alpes-Maritimes (– 23 %) et les Alpes-de-Haute-Provence (– 18 %).

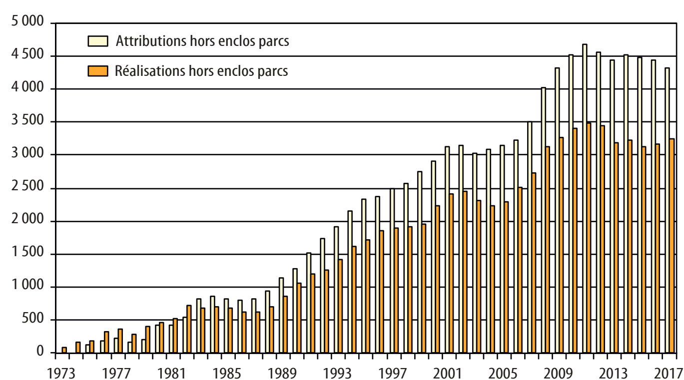
Remarque : pour l'évaluation de ces tendances, seuls les départements pour lesquels les tableaux de chasse étaient supérieurs à 20 têtes ont été retenus.

Progression sur 1 an : + 2,6 %
Progression sur 10 ans : x 1
Progression sur 20 ans : x 1,7

Évolution annuelle du tableau de chasse national

Les tableaux de chasse sont supérieurs à 200 mouflons dans quatre départements : l'Isère (594), l'Hérault (512), les Pyrénées-Orientales (485) et le Cantal (287).



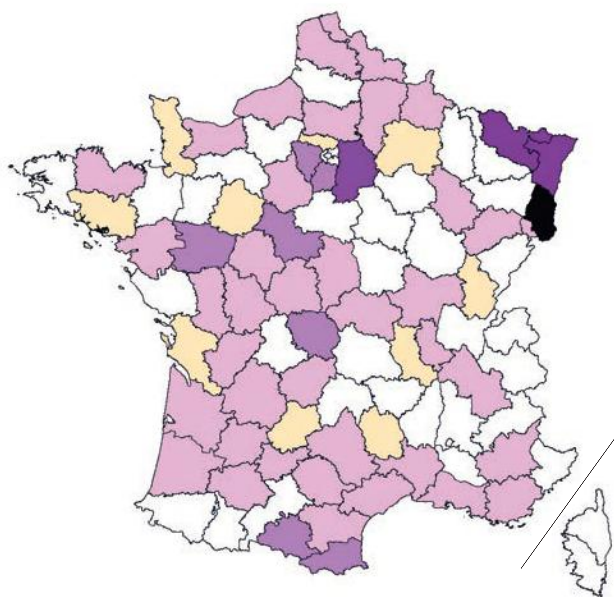


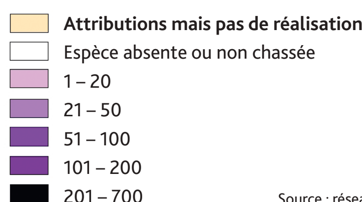
Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.

Le daim
Dama dama


© P. Matzke

Tableaux de chasse départementaux





Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.

Total attributions : 3 318
Total réalisations : 1 455
Taux de réalisation : 43,9 %

Apparition (par rapport à la saison précédente) : le Cher, le Gers, l'Hérault, l'Isère, la Loire-Atlantique, le Rhône, la Haute-Saône, la Saône-et-Loire, les Deux-Sèvres et la Vienne.

Disparition (par rapport à la saison précédente) : l'Ain, la Charente-Maritime, l'Eure, la Haute-Garonne, la Loire, la Marne, la Sarthe, les Vosges et l'Yonne.

En hausse (plus de 10 % d'augmentation des réalisations par rapport à la saison précédente) : l'Ariège (+ 48 %), la Moselle (+ 39 %) et le Haut-Rhin (+ 14 %).

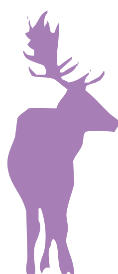
En baisse (plus de 10 % de diminution des réalisations par rapport à la saison précédente) : la Seine-et-Marne (– 41 %), les Pyrénées-Orientales (– 27 %), le Bas-Rhin (– 14 %) et le Loir-et-Cher (– 11 %).

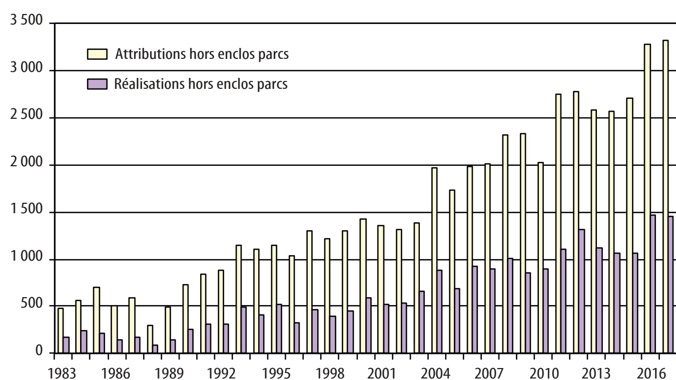
Remarque : pour l'évaluation de ces tendances, seuls les départements pour lesquels les tableaux de chasse étaient supérieurs à 20 têtes ont été retenus.

Évolution annuelle du tableau de chasse national

Les tableaux de chasse sont supérieurs à 50 daims dans quatre départements : le Haut-Rhin (609), le Bas-Rhin (149), la Moselle (104) et la Seine-et-Marne (92).

Progression sur 1 an : – 1,2 %
Progression sur 10 ans : x 1,5
Progression sur 20 ans : x 3,7





Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.

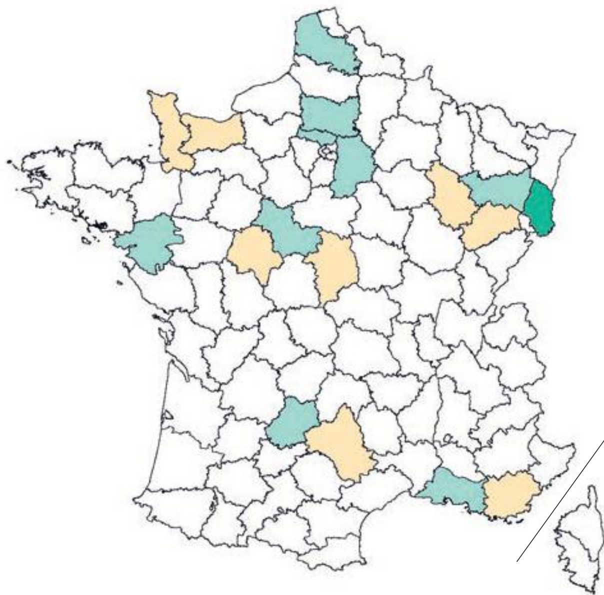
ONGULÉS SAUVAGES
le réseau

Le cerf sika

Cervus nippon


© B. Hamann

Tableaux de chasse départementaux



Réalisations hors parcs et enclos

- Attributions mais pas de réalisation
- Espèce absente ou non chassée
- 1 – 10
- 11 – 25
- 26 – 50

Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.

Total attributions : 279
Total réalisations : 61
Taux de réalisation : 21,9 %

Apparition (par rapport à la saison précédente) : aucun département.

Disparition (par rapport à la saison précédente) : la Côte-d'Or, l'Isère, la Haute-Marne et la Sarthe.

En hausse : (par rapport à la saison précédente) : le Haut-Rhin (+ 31 %).

En baisse : (par rapport à la saison précédente) : aucun.

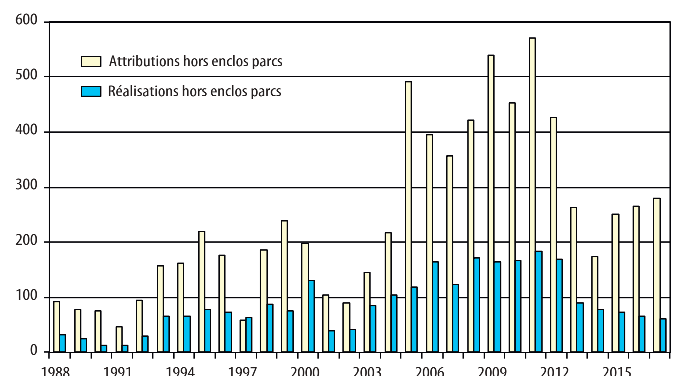
Remarque : pour l'évaluation de ces tendances, seuls les départements pour lesquels les tableaux de chasse étaient supérieurs à 10 têtes ont été retenus.

Progression sur 1 an : – 6,2 %
Progression sur 10 ans : x 0,4
Progression sur 20 ans : x 0,7

Évolution annuelle du tableau de chasse national

Le tableau de chasse est supérieur à 10 animaux dans un seul département : le Haut-Rhin (34).





Source : réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC.

Pour en savoir plus



Réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC
e-mail : reseau.ongules-sauvages@oncfs.gouv.fr

Christine Saint-Andrieux
ONCFS
Au bord du Rhin
67150 Gerstheim

Aurélie Barboiron
ONCFS
18, rue Principale
67290 La-Petite-Pierre

La vulnérabilité des troupeaux à la prédation du loup : un exemple d'accompagnement du pastoralisme dans le Queyras

© C. Amblard/PNRQ

Anne-Laure Bonato[1], Christophe Duchamp[2], Anne Goussot[1], Fabrice Wursteisen[1], Françoise Poitevin[3]

[1] Parc naturel régional du Queyras – La Ville, 05350 Arvieux.
[2] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Prédateurs – animaux déprédateurs – Gap.
[3] UMR 5175 CEFE, École pratique des hautes études (EPHE), PSL Université, Centre d'Écologie fonctionnelle et évolutive – Campus CNRS, 1919, route de Mende, 34293 Montpellier.

Contact : al.bonato@pnr-queyras.fr

Malgré un poids médiatique très fort, les situations de vulnérabilité des troupeaux domestiques face aux attaques de loups restent mal connues car complexes. Le Parc naturel régional du Queyras, l'ONCFS et l'École pratique des hautes études ont essayé d'y voir plus clair en recherchant les leviers d'actions permettant de mieux gérer le risque de prédation. À partir d'une étude préalable sur la perception de la vulnérabilité des troupeaux menée auprès d'un collège d'acteurs, une cartographie du risque a été réalisée dans le Parc naturel régional du Queyras. Ceci a pu donner lieu à un accompagnement personnalisé de chaque troupeau ovin.

La prédation du loup : un handicap naturel pour l'exercice pastoral

Fort de sa plasticité comportementale, de l'évolution démographique des ongulés sauvages et des mesures de protection réglementaires prises en sa faveur depuis les années 1970, le loup (*Canis lupus*) est en expansion dans la quasi-totalité des pays européens. En France, sa recolonisation à partir de l'Italie date du début des années 1990 (Fabbri *et al.*, 2007). Le pastoralisme dans les Alpes a dû s'adapter à la présence de l'espèce et se défendre au mieux contre les attaques sur les troupeaux (***figure 1***), notamment par la mise en place de moyens de protection. Les moutons constituent en moyenne 20 % du régime alimentaire du loup, cette part étant modulée selon la disponibilité alimentaire relative de chaque espèce-proie (Flühr, 2011). En conséquence, la présence du loup constitue une contrainte au niveau organisationnel pour l'exercice pastoral, et le manque d'identification des mécanismes favorisant la prédation fait qu'éleveurs et bergers se sentent parfois démunis.

Le contexte juridique européen de maintien de l'état de conservation favorable à cette espèce a amené l'État à mettre en place des plans d'accompagnement successifs du pastoralisme, dont l'actuel Plan national d'action Loup 2018-2023 (MTES-MAA, 2018).

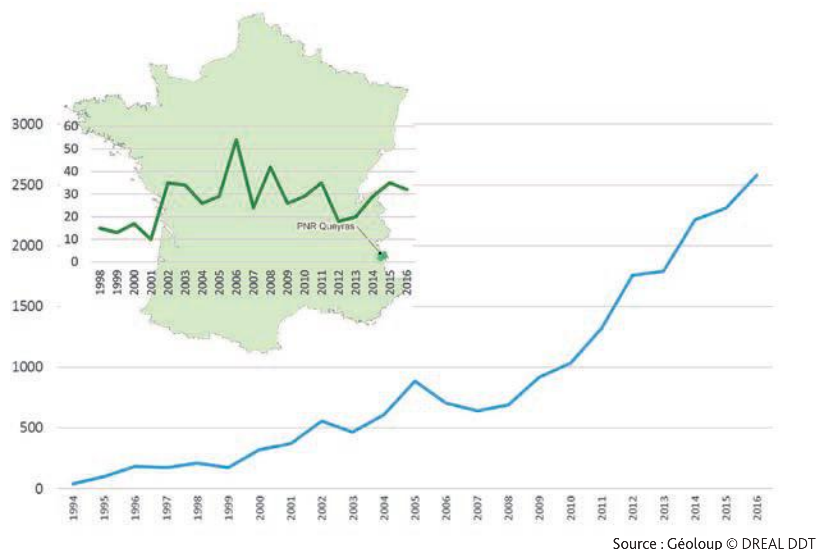
Des travaux précédents ont caractérisé la distribution hétérogène des prédations sur les troupeaux, avec des « foyers » d'attaques très localisés – y compris en tenant compte des effets de durée d'exposition et de répartition des ovins sur le territoire (Saubusse *et al.*, 2012). Plusieurs études ont été réalisées en France pour comprendre les différents contextes des lieux de prédation, ou encore pour mesurer les effets des dispositifs de prévention (Espuno *et al.*, 2004 ; De Roincé, 2016). La taille des troupeaux et la durée du pâturage sont fréquemment identifiées comme prépondérantes. L'efficacité des moyens de protection – filets, chiens et aide-bergers – a également été démontrée.

Au plus proche des besoins des bergers et des éleveurs, le Parc naturel régional (PNR) du Queyras, l'ONCFS et l'École pratique des hautes études (EPHE) proposent ici une démarche d'accompagnement adaptative. L'objectif vise à diagnostiquer les situations de vulnérabilité et à apporter des outils pratiques d'aide à la décision, dans une approche territoriale de massif.

La prédation perçue par les acteurs

Qu'elles soient sous forme de diagnostic empirique ou sous forme analytique, les études partent souvent d'un postulat dans le choix des variables à prendre en compte pour expliquer un résultat biologique. Nous avons choisi ici une démarche en amont des facteurs potentiels à considérer pour expliquer le risque de prédation, au travers d'une enquête d'opinions. Les avis de quarante et un acteurs d'horizons complémentaires (éleveurs, bergers, pastoralistes – c'est-à-dire techniciens pastoraux,

Figure 1 Évolution de la prédation du loup sur les troupeaux domestiques en France (bleu) et dans le Queyras (vert) en nombre de constats pour lesquels la responsabilité du loup est techniquement retenue.



Source : Géoloup © DREAL DDT

Figure 2 Représentation de l'importance des thématiques citées par les acteurs enquêtés pour expliquer le risque de prédation.

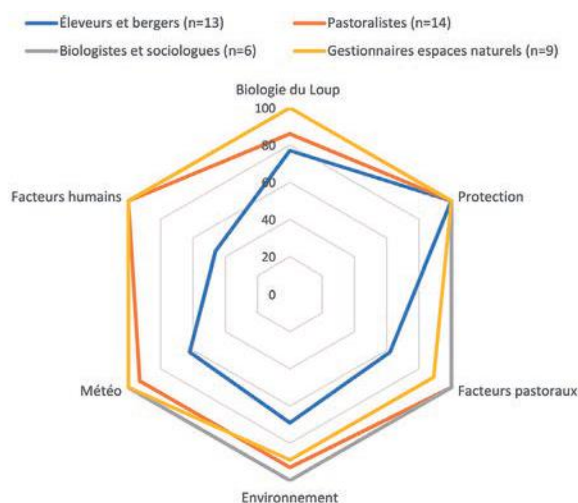
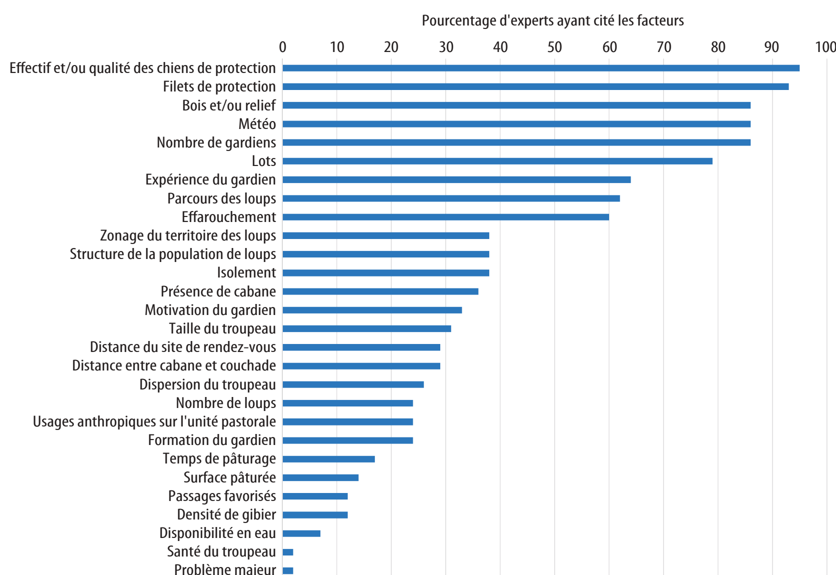


Figure 3 Ordination des facteurs de vulnérabilité en pourcentage d'experts les ayant cités.



de prévention de DDT(M), ingénieurs de recherche –, biologistes, sociologues, gestionnaires d'espaces naturels) ont été pris en considération pour appréhender la dimension pluridisciplinaire de la problématique et les éventuelles divergences de points de vue entre groupes socio-professionnels. Pour ce faire, un canevas d'entretien semi-dirigé a été utilisé pour favoriser l'expression des personnes sur les thématiques de la biologie du loup, de la protection, des techniques pastorales, des facteurs humains, environnementaux et de la météorologie. Les résultats ont été traités par les techniques d'analyse thématique, puis en statistiques exploratoires multicritères (analyse des correspondances multiples).

La dimension multifactorielle ressort clairement des résultats de l'enquête pour expliquer la prédation, et ce, quels que soient les domaines de compétences des experts enquêtés (***figure 2***). À défaut de divergences de points de vue, des différences d'échelles d'appréciation sont mises en lumière. Les éleveurs et bergers, qui « vivent » la prédation, expriment une vision plutôt « fataliste » basée sur leur expérience locale. Ils se différencient de l'ensemble des autres acteurs, qui « l'étudient », ayant souvent un regard à des échelles plus larges au travers de multiples situations observées à posteriori qui leur permettent d'avoir une perception plus « déterministe ». L'avis local des bergers et éleveurs s'avère donc complémentaire pour identifier les potentiels déterminants de proximité. Ainsi, vingt-quatre facteurs proposés par les personnes enquêtées ont été retenus comme pouvant déterminer le risque de prédation (***figure 3***).

Le Queyras comme territoire d'expérimentation

Le PNR du Queyras a une situation particulière dans le paysage des espaces naturels vu par le prisme de cette problématique. Territoire des Alpes internes de 615 km^2 et de transhumance importante, avec 40 000 ovins présents chaque été, il a été l'un des premiers à être confronté au retour du loup, en 1998. Dès lors, une politique de soutien du monde pastoral a été mise en place, en s'appuyant notamment sur la relation de proximité entre le parc et le réseau de bergers et d'éleveurs (Blanchet, 2004). Il constitue donc un territoire d'expérimentation privilégié pour cette étude, rassemblant à la fois un pastoralisme résidant à l'année dans ses quartiers d'intersaison (vingt parcours), associé à un pastoralisme transhumant estival majoritaire sur



▲ *Loups dans le PNR du Queyras à l'automne. Ce territoire a été l'un des premiers à être confronté au retour du grand prédateur et une politique de soutien du pastoralisme y a été rapidement mise en place.*



▲ *Brebis présentant des indices de prédation par un loup.*

vingt-deux alpages. Il comprend ainsi quarant-deux unités pastorales ovines divisées en quartiers – utilisés pendant environ un mois –, soit 322 quartiers recensés pour la présente étude. Deux troupeaux (une estive, Peynin, et un parcours d'intersaison, Arvieux) n'ont pas pu être pris en considération.

Un modèle pour cartographier le risque de prédation

Les systèmes pastoraux présentent des associations de facteurs « de fait », c'est-à-dire qu'ils ne peuvent pas être dissociés les uns des autres. Par exemple, les grands troupeaux sont souvent transhumants et possèdent des chiens de conduite, de protection et un berger. En revanche, les petits troupeaux sont souvent en proximité de village, avec un parcage et sans berger. Afin de prendre en considération la fonctionnalité des troupeaux dans leur environnement – et donc d'éviter d'isoler des facteurs qui ne peuvent l'être dans la réalité – une typologie de six profils de troupeaux a été construite en s'appuyant sur la convergence des variables qui les caractérisent (***encadré 1***).

Les facteurs de risques liés à la biologie du loup ont été traités en regard des données du réseau de suivi Loup-lynx à partir des indices de présence relevés (http://www.oncfs.gouv.fr/Le-Reseau-Loup-Lynx-ru100). Les paramètres mesurés sont : 1) la situation du troupeau dans une zone centrale ou périphérique du territoire de la meute (***encadré 2***), 2) le nombre de loups présents dans chacune des meutes en hiver (taille de groupe minimale), ainsi que 3) la présence ou l'absence de louveteaux détectée selon la méthode des hurlements provoqués (Duchamp *et al*., 2012).

Les dégâts sont mesurés par le nombre de constats d'attaques subies par quartier d'unité pastorale, établi sur la base de la procédure de relevés techniques identifiant la cause de la mort. Seuls sont pris en compte les constats pour lesquels la responsabilité du loup a été techniquement retenue, et ce quelles que soient les suites d'indemnisation décidées à posteriori.

Sur la période de trois années de relevés, soit 322 quartiers d'unités pastorales ovines, 20,9 % d'entre eux ont été attaqués par les loups au moins une fois : 14,5 % ont subi une attaque, 4 % en ont subi deux et 2,4 % des quartiers ont compté 3 à 5 attaques – sur un mois. La taille des troupeaux et la durée de pâturage sont significativement liées à la présence de prédation, ainsi que cela a déjà été identifié dans de précédentes études. La réduction du taux de rencontres entre les loups qui explorent leur territoire et la distribution des moutons dans le paysage apparaît donc comme une première piste de réduction des dégâts en zone de présence des loups. Pour éviter que cet effet structurel ne masque celui des autres sources potentielles de vulnérabilité, sur lesquelles des actions sont éventuellement envisageables, la variable réponse « prédation »

▶ Encadré 1 • Caractérisation des profils pastoraux du Queyras

Afin de définir une typologie des troupeaux ovins, une analyse des composantes multiples (ACM) a été réalisée à partir de vingt et un facteurs[1] sur chaque troupeau ovin et chaque mois pendant trois ans, soit sur 322 quartiers d'unités pastorales. Certaines variables ont fait l'objet de relevés multiples, comme la qualité des chiens de protection définie par quatre caractéristiques : la tolérance envers les humains, l'absence d'agressivité envers les ovins, la présence au troupeau, la réactivité à se placer correctement lors de l'approche d'un intrus (Moret, com. pers.). L'analyse exploratoire fait ainsi ressortir une typologie de six profils (***figure 4***) présentant les caractéristiques suivantes :

- les « parcours 1 » sont des troupeaux sans chien de protection, rentrés en bergerie chaque soir, ayant tendance à former des sous-groupes ;
- les « parcours 2 » sont des petits troupeaux parqués à proximité des villages, pendant de longues périodes ;
- les « estives 1a » pâturent des zones sèches, gardées par des bergers formés et accompagnés d'aide-bergers. Elles sont protégées par un faible nombre de chiens de bonne qualité. Ce profil concerne un grand nombre de quartiers ;
- les « estives 1b » privilégient une protection par un grand nombre de chiens, associée à la couchade libre. Les bergers ont une solide expérience de la protection. Ce profil concerne peu de quartiers ;
- les « estives 2a » sont caractérisées par de grands troupeaux transhumants, gardés par de jeunes bergers seuls et isolés. La protection nocturne par des parcs est privilégiée. Ce profil concerne un grand nombre de quartiers ;
- les « estives 2b » concernent peu de troupeaux avec des caractéristiques assez diversifiées, ayant pour particularité l'éloignement avec la cabane, sans avoir de problème d'abreuvement ni d'hétérogénéité de composition. Les bergers sont assez expérimentés au niveau pastoral.

1. Trois facteurs n'ont pas été relevés pour des raisons de difficultés méthodologiques : état sanitaire du troupeau ; motivation du berger ou éleveur ; distribution des proies sauvages.

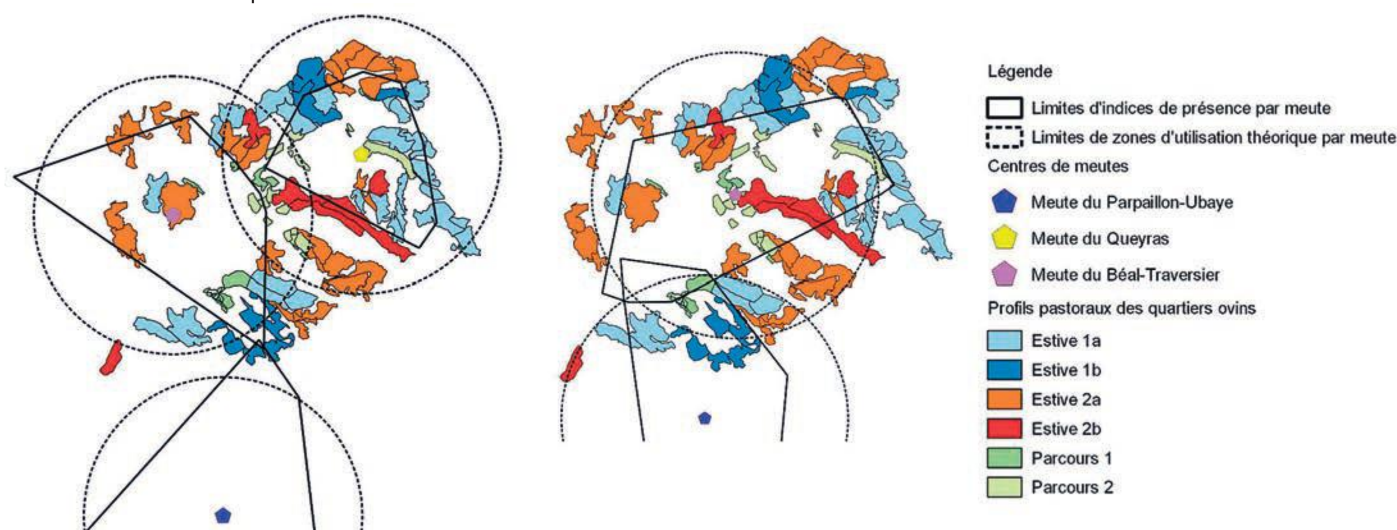
a été standardisée en considérant la présence ou l'absence de dégâts, pondérée par la taille de chaque troupeau et son temps de pâturage.

La cartographie du risque repose donc sur un modèle construit pour expliquer la « prédation » à partir du profil pastoral, du nombre de loups résidant dans la meute l'hiver précédent, de la position du troupeau dans ou en périphérie du territoire de la meute, et d'une reproduction identifiée ou non dans la période d'estive (*figure 5*). Les analyses ont été conduites sous un modèle statistique linéaire généralisé avec effet mixte (dit « GLMM »), l'identité du « troupeau » (n = 42) intervenant comme composante aléatoire.

▶ Encadré 2 • Comment définir des zones « cœur » de meutes ?

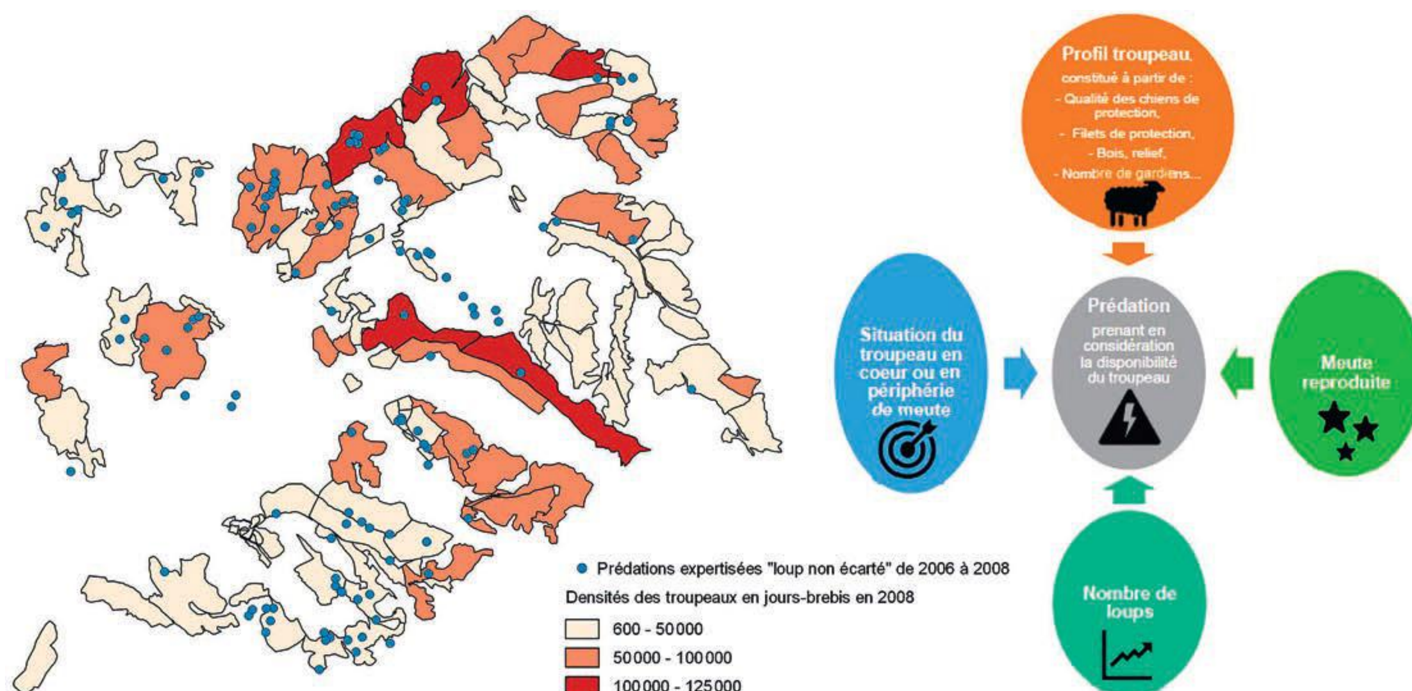
En l'absence de suivi GPS ou autre technique de suivi télémétrique, le traçage moléculaire des loups a été utilisé pour discerner les cœurs des territoires des meutes de leurs périphéries. À partir d'indices trouvés sur le terrain tels que les crottes, les urines ou les poils (Duchamp & Quenette, 2005), les profils ADN des différents loups ont été dressés et projetés sur une carte, afin de déterminer l'emprise minimale du territoire de chaque meute (méthode des polygones convexes à 90 %). Considérant la stratégie non aléatoire de récolte des indices, un cercle de 200 km², correspondant à la taille moyenne des territoires de loups en Europe (Jedrzejewski *et al*., 2001 ; Duchamp *et al*., 2012), a été établi autour du centroïde de chaque polygone préalablement défini (*figure 4*). Les aires de périphérie choisies sont les surfaces hors des cercles et de superposition entre deux disques. Les aires de cœur sont constituées des disques non superposés.

Figure 4 Profils pastoraux pour l'année 2008 et évolution des limites de territoires des trois meutes fréquentant le PNRQ établie grâce aux typages individuels de l'ADN des loups.



Source : réseau Loup-lynx-ONCFS et PNRQ

Figure 5 **Représentation du modèle statistique recherchant les liaisons entre la prédation et les facteurs explicatifs.**
La densité des moutons en 2008 est donnée dans la carte ainsi que les attaques prises en considération.



Un risque inégal entre les profils pastoraux

Les résultats du meilleur modèle montrent que le risque de prédation est expliqué à la fois par 1) le profil du troupeau, 2) le nombre de loups et 3) la situation du troupeau dans le territoire des loups et leur reproduction (***figure 6***).

Les estives sont globalement et à minima deux fois plus vulnérables que les parcours, indépendamment de la taille et de la durée d'exposition au risque et des différentes situations liées au loup. Le profil le plus touché est caractérisé par les estives pratiquant la couchade libre, gardées par un berger expérimenté dans la protection et équipées de nombreux chiens (« estive 1b »). Peu de quartiers sont concernés (cinq à sept troupeaux sur quarante-deux selon les années), ceci exprimant une stratégie d'adaptation au risque.



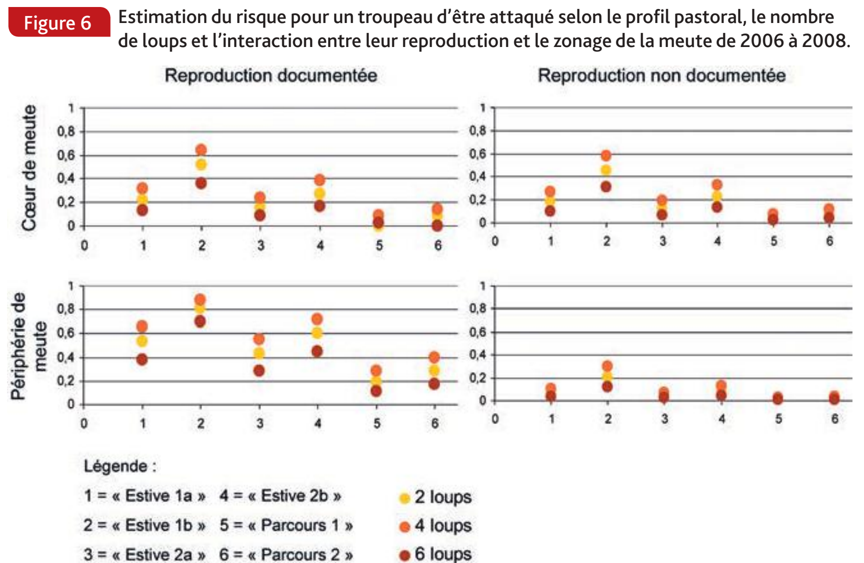
▲ *Recherche d'indices de prédation réalisée entre un éleveur et un agent du PNR du Queyras habilité aux constats de dommage.*

Un risque d'attaque non proportionnel au nombre de loups, mais dépendant de l'existence d'une reproduction

La probabilité d'attaque n'est pas proportionnelle au nombre de loups dans chaque meute sur le massif du Queyras. Contrairement à ce qu'on aurait pu penser, la vulnérabilité est systématiquement plus importante lorsque l'effectif de loups est moyen (ici avec un effectif hivernal détecté de quatre individus – ***figure 6***). Lorsqu'il y a moins d'individus, la probabilité faiblit de façon assez logique par la baisse du taux de rencontre entre les moutons et les loups. En revanche, le risque décroît pour les grandes tailles de groupe (ici six individus – ***figure 6***), rejoignant l'hypothèse que les meutes à effectif plus fort élaborent une stratégie de prédation mieux structurée, et ainsi une efficacité de chasse plus optimale sur les ongulés sauvages. Déjà documenté dans la littérature scientifique, ce constat est corroboré par les analyses du régime alimentaire des loups français sur plusieurs meutes, qui identifient une proportion d'animaux domestiques plus faible lorsque la taille des meutes est grande (Delaigue, 2006).

Enfin, et de manière plus inattendue, les troupeaux situés en périphérie du territoire d'une meute ont un risque de dégâts trois fois plus élevé lorsqu'une reproduction est documentée (***figure 6***), comparativement à ceux situés en cœur de territoire. Les liens sociaux au sein de la meute durant la période d'élevage des louveteaux constituent une

Figure 6 Estimation du risque pour un troupeau d'être attaqué selon le profil pastoral, le nombre de loups et l'interaction entre leur reproduction et le zonage de la meute de 2006 à 2008.





▲ *Chien de protection (patou) gardant un troupeau en alpage.*

interprétation biologique possible : durant le premier mois post-naissance, seule la femelle allaitante fréquente la tanière. Les autres membres de la meute auraient alors tendance à chasser plus loin des tanières et des « sites de rendez-vous », observant une cohésion sociale de groupe plus lâche – à l'exception des aidants venant participer au nourrissage des louveteaux en deuxième partie d'été. La possibilité d'une stratégie pour éviter d'attirer l'attention sur ces sites est également citée par certains auteurs. À l'inverse, lorsqu'il n'y a pas de louveteaux, les loups utilisent préférentiellement le centre du territoire assez naturellement.

Du modèle à la pratique : faire infléchir la prédation pour chaque troupeau

Le suivi hivernal local des loups et l'actualisation des profils pastoraux permettent de prévoir les quartiers qui seront les plus vulnérables avant l'été, et donc d'ajuster l'accompagnement territorial. La dimension adaptative de cette démarche permet de conforter sa robustesse et d'évaluer l'évolution du risque pour l'ensemble du massif et pour chaque profil pastoral.

De manière à identifier les leviers d'actions prioritaires pour chaque profil, les liaisons hiérarchiques entre facteurs de vulnérabilité et prédation ont donc été recherchées à l'aide d'arbres de décision. Cette démarche a permis la priorisation d'actions à mettre en place adaptée à chaque troupeau ovin présent sur le massif.

La ***figure 7*** montre un exemple d'arbre de décision concernant le profil « estive 1 », comprenant les sous-groupes « 1a » et « 1b », le second étant le plus touché par les attaques de loups. On voit que la couchade libre, utilisée dans un tiers des quartiers (n = 24) est le premier discriminant du risque de prédation. Certains bergers jugent préférable de laisser le troupeau profiter au maximum de l'herbe le soir, particulièrement en août alors que la ressource herbagère est faible et que de grandes étendues sont nécessaires pour assurer l'équilibre alimentaire du troupeau. Ils privilégient la finalité d'avoir un troupeau qui a globalement mieux profité de la ressource herbagère plutôt qu'un regroupement nocturne en parc, quitte à ce qu'il soit plus vulnérable (Lasseur *et al.*, 2006). Il s'agit souvent de bergers expérimentés et/ou d'entrepreneurs de garde. Une réflexion doit être menée pour mieux comprendre les enjeux de cette stratégie et accompagner les bergers concernés.

Au sein du groupe « estive 2 », les quelques quartiers les moins familiers avec les techniques de protection (n = 19) ont un risque accru de dégâts, malgré une bonne expérience pastorale. Dans ces cas, l'expertise dans l'utilisation des moyens de protection (filets, chiens, aide-bergers) doit être amplifiée, particulièrement en favorisant la pérennisation des bergers et leur formation.

Modèle universel ou gestion de massif au cas par cas ?

La capacité d'explication de la vulnérabilité par des modèles révèle ici sa dimension structurelle et l'interactivité des facteurs à prendre en compte. Cependant, il faut noter la relative faiblesse de leur pouvoir de prédiction, le meilleur expliquant 8,5 % de la variance. Cela signifie qu'au-delà d'une gestion du risque structurel perdure une dimension fonctionnelle aléatoire d'importance. Si le raffinement et l'adaptation des

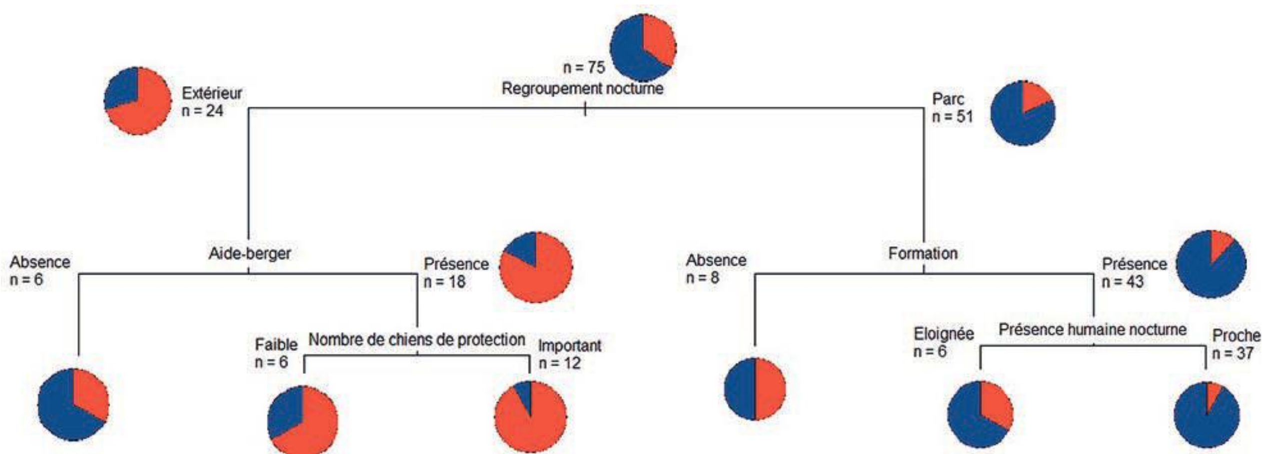


▲ *Bergère installant un filet de protection électrifié.*

modèles peuvent s'avérer utiles pour mieux prédire le risque (meilleures mesures de l'exploitation du territoire par les loups, distances avec les sites de rendez-vous et les tanières, la distribution des proies sauvages, motivations pour la protection du berger et de l'éleveur, la qualité sanitaire du troupeau, notamment), la composante fonctionnelle au jour le jour de la conduite des troupeaux et de l'utilisation de l'espace par les loups reste à prendre en considération de façon complémentaire pour trouver les adaptations les plus pertinentes.

Ce diagnostic a donné au PNR du Queyras les outils pour adapter sa politique d'accompagnement des acteurs pastoraux. Celle-ci se matérialise par l'animation d'un réseau utilisant notamment des outils techniques tels que la radiocommunication entre les alpagistes, l'aide suite à une prédation, le conseil pour la rénovation des cabanes pastorales et le suivi des loups sur le territoire, mais aussi la formation et l'information *via* des rencontres annuelles, un bulletin d'information et la sensibilisation des touristes. La démarche de réduction du risque, adaptée au contexte de chaque troupeau, peut se matérialiser, d'une part, au travers de la proximité entre agents territoriaux

Figure 7 **Arbre de décision du profil « estive 1 » permettant de hiérarchiser les priorités d'actions de réduction du risque.**
La branche de gauche correspond pour partie au profil « estive 1b » ; le pourcentage de troupeaux prédatés est indiqué en rouge.




© A.-L. Bonato/PNRQ

▲ *Formation des acteurs du tourisme et de l'éducation au pastoralisme.*

et bergers, d'autre part, dans les documents de gestion pastorale nécessitant une concertation avec l'ensemble des acteurs, garante de sa faisabilité et de sa pertinence. Le rôle bénéfique de médiation et de « partage du risque » – ne serait-ce qu'en contribuant à le comprendre – est mis en évidence.

Le poids de la prédation vécu de façon différente

La présente étude se positionne dans une recherche de réduction de la prédation. Cette dimension technique et biologique ne doit cependant pas faire abstraction de la dimension humaine de l'impact des dégâts. Les seuils de tolérance à la prédation sont constatés comme très hétérogènes selon les bergers et éleveurs. Pour certains, la présence potentielle des loups, au-delà du fait d'être attaqué ou non, constitue une contrainte particulièrement forte. D'autres en revanche, notamment des entrepreneurs de garde et bergers expérimentés parmi les plus touchés par les dégâts, considèrent qu'en présence de loups, un certain nombre d'attaques fait partie du contexte de l'alpage tout en recherchant une production animale adaptée. Ils expriment que le « tout protection » peut être dommageable au troupeau, notamment par rapport à l'utilisation systématique de parcs de protection nocturne. Ils se situent dans une recherche de compromis coût/bénéfice le plus cohérent pour eux. Dans le contexte de difficultés de l'exercice de la profession, un travail d'écoute et de diagnostic des besoins des bergers et éleveurs, ainsi que des pratiques, constituerait une avancée majeure vers une coadaptation des composantes du système pastoralisme-loups-hommes-milieu.

Remerciements

Nous tenons à remercier toutes les personnes ayant participé à cette étude : les experts sollicités pour les entretiens, les bergers et éleveurs du Queyras, les agents du Parc naturel régional du Queyras, les relecteurs du rapport, les membres de l'École pratique des hautes études de Montpellier ayant apporté un appui méthodologique. Nous remercions O. Gimenez, J. Lasseur, M. Blanchet, L. Charnay et B. Delessale pour avoir été examinateurs du diplôme EPHE dont ce travail est issu. ●

Bibliographie

- Blanchet, M. 2004. Le cas du loup (*Canis lupus*) dans le Parc naturel régional du Queyras : un contrat social de conservation et de développement. *Game and Wildlife Science* 21 (4): 505-511.
- Delaigue, O. 2006. *Analyse du régime alimentaire du loup* (Canis lupus) *et de la sensibilité des résultats aux biais de détermination*. Rapport Master 2 université Lyon 1. ONCFS.
- Duchamp, C. & Quenette, P.-Y. 2005. La génétique non invasive au service de l'étude des espèces protégées : le cas du loup et de l'ours brun. *Faune sauvage* n° 265 : 47-54.
- Duchamp, C., Boyer, J., Briaudet, P.-E., Léonard, Y., Moris, P., Bataille, A., Dahier, T., Delacour, G., Millisher, G., Miquel, C., Poillot, C. & Marboutin, E. 2012. A dual frame survey to assess time – and space – related changes of the colonizing wolf population in France. *Hystrix, Italian Journal of Mammalogy* 23(1): 14-28.
- De Roincé, C. 2016. *Évaluation de l'efficacité des moyens de protection des troupeaux domestiques contre la prédation exercée par le loup. Période 2009-2014. Rapport d'étude commandité et financé par le ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt et le ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer,* 64 p.
- Espuno, N., Lequette, B., Poulle, M.-L., Migot, P. & Lebreton, J.-D. 2004. Heterogeneous response to preventive sheep husbandry during wolf recolonization of the French Alps. *Wildlife Society Bulletin* 32 (4): 1195-1208.
- Fabbri, E., Miquel, C., Lucchini, V., Santini, A., Caniglia, R., Duchamp, C., Weber, J.-M., Lequette, B., Marucco, F., Boitani, L., Fumagalli, L., Taberlet, P. & Randi, E. 2007. From the Apennins to the Alps; colonization genetics of the naturaly expanding Italian wolf (*Canis lupus*) population. *Molecular Ecology* 16: 1661-1671.
- Flühr, J. 2011. *Analyse spatio-temporelle du régime alimentaire des loups* (Canis lupus) *dans les Alpes françaises*. Rapport Master 2 université Montpellier 2, UPAD ONCFS.
- Jedrzejewski, W., Schmidt, K., Theuerkauf, J., Jedrzejewski, B. & Okarma, H. 2001. Daily movements and territory use by radio-collared wolves *(Canis lupus)* in Bialowieza Primeval Forest in Poland. *Can. J. Zool*. 79: 1993-2004.
- Lasseur, J., Garde, L. & Gouty, A.-L. 2006. La réorganisation des activités d'élevage en Vésubie-Roya. *In* : *Loup élevage, s'ouvrir à la complexité*. CERPAM, Manosque : 192-201.
- MTES-MAA. 2018. *Plan national d'actions sur le loup et les activités d'élevage 2018-2023*. Ministère de la Transition écologique et solidaire et ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, Paris. 100 p.
- Saubusse, T., Duchamp, C. & Marboutin, E. 2012. Identification des foyers d'attaques de loup sur les troupeaux ovins. *Rapport de synthèse pour le bilan du Plan national d'actions sur le loup 2008-2012*. 4 p.

Faune sauvage N° 320 | 3e trimestre 2018

Inventaire des populations françaises d'ongulés de montagne
Mise à jour 2016



© C. Saint-Andrieux/ONCFS

Le premier inventaire des populations françaises d'ongulés de montagne a été réalisé en 1989 par l'ONCFS. L'objectif était de dresser une carte de référence de la répartition des populations de chaque espèce concernée, et de recueillir des informations sur son statut et sa gestion. L'intérêt suscité par ce travail a conduit à renouveler cet inventaire. Depuis, deux autres mises à jour ont été réalisées en 2006 et en 2011. Cet article fait un nouveau point de la situation à partir des données de 2016.

Aurélie Barboiron[1*], Christine Saint-Andrieux[1], Mathieu Garel[1***], Clément Calenge[2], Benoît Guibert[3]**

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Ongulés sauvages – La Petite-Pierre, Gerstheim**, Gières***.*
[2] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Cellule d'appui méthodologique – Saint-Benoist, Auffargis.
[3] Fédération nationale des chasseurs – Issy-Les-Moulineaux.

Contact : aurelie.barboiron@oncfs.gouv.fr

Modalités de réalisation de l'inventaire

Organisation

Le réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC dispose, dans chaque département, de deux interlocuteurs techniques, l'un désigné au sein de la fédération départementale des chasseurs (FDC), l'autre au sein du service départemental de l'ONCFS. Ils réalisent conjointement la mise à jour de l'inventaire des populations d'ongulés de montagne dans leur département, et consultent tous les organismes (Office national des forêts, parcs nationaux, parcs naturels régionaux, laboratoires départementaux d'analyses vétérinaires, etc.), associations ou particuliers susceptibles de posséder des informations sur ces espèces.

Pour cette enquête, conduite entre avril 2016 et avril 2017, quarant-cinq départements ont été concernés.

Méthode

Les données sont recueillies par unité de population, définie comme étant l'aire vitale d'un ensemble d'individus de la même espèce susceptibles de se rencontrer et d'établir entre eux des liens sociaux et génétiques. Les contours de chaque zone de présence doivent inclure au plus près le territoire régulièrement fréquenté durant tout ou partie du cycle annuel de l'espèce considérée, à

l'exclusion des sites de présence sporadique ou accidentelle.

Objectifs

Dans la continuité des précédents inventaires, la dernière mise à jour de 2016 avait pour objectifs :
- d'actualiser la carte de répartition de toutes les espèces d'ongulés de montagne présentes à l'état libre en France métropolitaine ;
- d'analyser l'évolution de leur distribution spatiale (habitat et altitude notamment) en référence aux données antérieures ;
- d'obtenir des informations sur les opérations de lâchers, la situation sanitaire, les méthodes de suivi et les tableaux de chasse de chacune des populations.

Traitement des données

Les données cartographiques de l'inventaire 2016, comme celles des enquêtes précédentes, ont été saisies sur ArcGis/Arcview.

Les analyses concernant la répartition altitudinale de l'aire de distribution de chaque espèce ont été réalisées avec le modèle numérique de terrain (MNT) maillé BD ALTI® de 250 mètres de résolution développé par l'IGN (http://professionnels.ign.fr/bdalti).

Les milieux occupés ont pu être décrits au moyen des bases de données géographiques CORINE Land Cover 1990 pour les années 1988 et 1994, CORINE Land Cover 2000 pour l'année 2005, CORINE Land Cover 2006 pour l'année 2010 et CORINE Land Cover 2012 pour l'année 2016, toutes produites par l'Institut français de l'environnement (www.ifen.fr).

Résultats par espèce

Le chamois des Alpes (*Rupicapra rupicapra* – Fiche n° 1 en annexe)

Autochtone en France continentale, le chamois des Alpes était encore présent à la fin du Tardiglaciaire (12 000 à 10 000 ans avant notre ère) dans les Alpes, la Provence, le Jura, le Massif central, ainsi que sur les contreforts occidentaux (Dordogne) et méridionaux (Cévennes) de ce dernier. Il a ensuite disparu de l'ensemble de ces régions, à l'exception du massif alpin où il s'est maintenu jusqu'à nos jours. L'espèce apparaît spontanément dans le Jura vers la fin du XIXe siècle, avant d'être réintroduite au cours de la seconde moitié du XXe siècle dans les Vosges et les monts d'Auvergne.

Actuellement, son aire de répartition couvre plus de 24 000 km², soit 4,4 % du territoire national métropolitain, répartis sur 2 101 communes de 23 départements.

En 2011, le chamois n'était présent que dans 21 départements. La Corrèze, la Lozère et le Bas-Rhin n'abritaient pas encore de populations réellement constituées, et la Saône-et-Loire possédait une toute petite population, en limite avec le département du Jura, qui ne s'est pas maintenue par la suite. Entre les deux inventaires, l'espèce a colonisé 2 100 km², soit une moyenne de 350 km² par an.

La chaîne des Alpes rassemble l'essentiel (84 %) de l'aire de répartition. Viennent ensuite les massifs du Jura, des Vosges et les monts d'Auvergne.

Dans tous les massifs, la forêt occupe la part la plus importante au sein des milieux occupés par l'espèce. Puis on trouve les milieux à végétation arbustive et/ou herbacée, ou les territoires agroforestiers dans le massif du Jura.



▲ *Chamois des Alpes.*

Depuis une dizaine d'années, la progression est beaucoup plus marquée dans les classes de basses et de moyennes altitudes.

Lors de la saison cynégétique 2015-2016, 12 488 chamois ont été prélevés à la chasse dans 18 départements (pas de prélèvement dans les Bouches-du-Rhône, la Corrèze, la Côte-d'Or et la Lozère). Malgré les différences de tendance d'évolution des prélèvements entre les départements, le tableau de chasse national semble être relativement stabilisé depuis une dizaine d'années.

L'isard des Pyrénées (*Rupicapra pyrenaica* – Fiche n° 2 en annexe)

Endémique des Pyrénées espagnoles et françaises, l'isard peuple la chaîne depuis la fin de la glaciation de Mindel (350 000 à 400 000 ans avant notre ère) et n'a fait l'objet d'aucune tentative d'introduction hors de son aire de distribution historique.

Depuis 1989, sa zone de présence s'étend de façon quasi continue sur le versant français des Pyrénées. En 2016, elle occupe 6 000 km², soit environ 1,1 % du territoire national métropolitain, répartis sur 412 communes de 6 départements. Cette aire de distribution s'étage de 180 m (dans les Pyrénées-Orientales) à 3 200 m d'altitude (dans les Hautes-Pyrénées). Plus des deux tiers (70 %) de la surface occupée par l'espèce sont situés en dessous de 2 000 m.

Depuis 2011, la superficie occupée s'est accrue de 5,9 %. L'évolution de la représentation des différents types d'habitats dans l'aire de présence de l'isard traduit une colonisation d'habitats de basses et de moyennes altitudes. En conséquence, la part des forêts, notamment de feuillus, n'a cessé de croître ; à l'inverse, celle des espaces ouverts peu ou pas végétalisés (roches nues et milieux à végétation clairsemée), généralement associés aux altitudes élevées, a diminué.

Lors de la saison cynégétique 2015-2016, 2 656 isards ont été prélevés à la chasse sur les 6 départements pyrénéens, et, malgré les fluctuations, le tableau de chasse national semble être stable depuis une vingtaine d'années. Cependant, de grandes disparités existent entre les départements : dans certains cas, les problèmes sanitaires, en particulier des épizooties de pestivirose et/ou de kératoconjonctivite contagieuse, pourraient expliquer en grande partie le tassement général des tableaux de chasse ; alors que dans d'autres départements, des surestimations du prélèvement biologiquement admissible ont conduit à des


© D. Maillard/ONCFS

▲ *Isard des Pyrénées.*

augmentations des tableaux de chasse certaines années.

Le mouflon de Corse
(Ovis gmelini musimon* var. *corsicana* – Fiche n° 3 en annexe*)

Le mouflon de Corse serait un descendant de mouflons d'Asie mineure domestiqués et importés sur les îles méditerranéennes (Corse, Sardaigne et Chypre) au VIe ou au VIIe millénaire av. J.-C. Certains redevinrent sauvages (marronnage), donnant naissance aux souches actuelles présentes sur ces îles.

Depuis 1962, suite à des opérations d'introduction sur le continent, trois populations de ce taxon ont fait souche dans le sud-est de la France : une à Cadarache (13), une à Graves-Clamensane (04) et une autre sur le massif de Très Estelles (66). En 2016, ces trois populations ne sont plus considérées comme étant des mouflons de Corse, en raison d'une possible pollution génétique par le mouflon méditerranéen. Aussi, l'aire de distribution actuelle de l'espèce se compose uniquement de deux populations, situées sur l'île de beauté dans les massifs du Cinto et de Bavella, respectivement au nord-ouest et au sud-est de l'île. Elle occupe 826 km^2 répartis sur 33 communes.

De façon générale, l'aire de distribution du mouflon de Corse s'étage de 27 m (à Bavella) à 2 600 m d'altitude (dans le Cinto), et les trois quarts de sa surface sont situés à moins de 1 500 m. Les pelouses naturelles, les milieux à végétation clairsemée et les roches nues occupent une part plus importante au Cinto, alors qu'à Bavella, les landes, broussailles, maquis et garrigues sont beaucoup plus représentés.

Le Mouflon de Corse est actuellement classé parmi les espèces chassables. Cependant, en Corse, sa chasse est interdite par arrêté préfectoral sur la base de l'article R. 424-1 du Code de l'environnement et, chaque année, le plan de chasse est fixé à zéro. Prochainement, il devrait intégrer la liste des espèces protégées.

Le mouflon méditerranéen
(*Ovis gmelini musimon* x *Ovis sp.* – Fiche n° 4 en annexe)

On rassemble sous cette espèce les mouflons issus de sujets prélevés dans les populations « naturelles » de Sardaigne et de Corse (*Ovis gmelini musimon*) et croisés avec des ovins domestiques et sauvages dans divers parcs et zoos.

En France, toutes les populations de mouflons méditerranéens sont issues d'introductions, directement ou par essaimage. La plus ancienne a eu lieu en 1950 dans le massif du Mercantour (06).

Actuellement, la zone de présence du mouflon méditerranéen s'étend sur plus de 5 100 km^2, soit 0,9 % du territoire national métropolitain, répartis sur 540 communes de 28 départements. Elle est entièrement située en France continentale. Le mouflon méditerranéen est présent depuis le niveau de la mer (dans la Somme) jusqu'à plus de 3 000 m d'altitude (en Savoie) ; mais 56 % de son aire de présence se situe au-dessous de 1 500 m d'altitude.

Les Alpes rassemblent la majeure partie (près de 60 %) de l'aire de présence de l'espèce. Viennent ensuite l'ensemble constitué par le Massif central, le Haut-Languedoc et le Périgord, puis la chaîne pyrénéenne et enfin la Somme, les Ardennes et l'Oise.


© N. Croce/ONCFS

▲ *Mouflon de Corse.*


© D. Maillard/ONCFS

▲ *Mouflon méditerranéen.*

À l'échelle nationale, les forêts dominent largement les espaces occupés par le mouflon méditerranéen, loin devant les milieux à végétation arbustive et/ou herbacée et les espaces ouverts peu ou pas végétalisés. Mais ces proportions masquent des différences importantes suivant les régions. Il trouve les conditions de milieu les plus favorables à son développement dans les régions les plus méditerranéennes de son aire de distribution.

Lors de la saison cynégétique 2015-2016, 3 134 mouflons méditerranéens ont été prélevés à la chasse dans 27 départements.

Le bouquetin des Alpes (*Capra ibex* – Fiche n° 5 en annexe)

Le bouquetin des Alpes est apparu en France au début de la glaciation du Riss (300 000 ans avant notre ère). Entre – 80 000 et – 10 000 ans, il occupe les Alpes, le Massif central et le nord du pays, avant de régresser vers les régions alpines. Au cours de l'époque moderne, le perfectionnement des armes a entraîné son déclin partout en Europe, tant et si bien qu'au début du XIXe siècle, il ne restait plus que quelques dizaines de spécimens dans le massif du Grand Paradis en Italie.

Ce noyau relictuel est à l'origine des populations réintroduites dans le Piémont italien, puis en Suisse, en Autriche, en Yougoslavie et en France à partir de 1959 par la réalisation d'opérations de réintroduction et la création d'espaces protégés. En 2016, le bouquetin des Alpes est présent dans sept départements alpins. Son aire de distribution couvre un peu plus de 2 600 km², soit 0,4 % du territoire national métropolitain, répartis sur 208 communes de 7 départements. Elle s'étage de 240 m (en Isère) à près de 3 700 m d'altitude (en Savoie). Les trois quarts de la surface occupée sont situés au-dessus de 2 000 m, et c'est dans cette tranche altitudinale que s'est produit l'essentiel de son expansion depuis 1994.

Les proportions des différents types d'occupation du sol représentés dans l'aire de distribution du bouquetin des Alpes reflètent parfaitement le caractère rupestre de cette espèce et sa préférence pour les roches nues, les pelouses et pâturages naturels et les milieux à végétation éparse de haute altitude.

Au niveau national, le bouquetin des Alpes a le statut d'« espèce protégée ».


© C. Saint-Andrieux/ONCFS

▲ *Bouquetin des Alpes.*


© J.-P. Crampe

▲ *Bouquetin ibérique.*

Le bouquetin ibérique (*Capra pyrenaica* – Fiche n° 6 en annexe)

Disparue en 1910 des Pyrénées françaises, cette espèce a été réintroduite de 2014 à 2016 dans le Parc naturel régional des Pyrénées ariégeoises et dans le Parc national des Pyrénées. 238 animaux ont été relâchés (tous marqués) et l'espèce occupe actuellement un peu plus de 300 km² répartis sur 13 communes. Elle peut être observée depuis environ 650 m jusqu'à plus de 3 000 m d'altitude.

En France, le bouquetin ibérique est protégé depuis le 15 septembre 2012.

Remerciements

Merci aux interlocuteurs techniques départementaux du réseau Ongulés sauvages de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage et des fédérations départementales des chasseurs qui nous ont permis de réaliser cette enquête. ●

Bibliographie

◗ Corti, R. 2011. Inventaire des populations françaises d'ongulés de montagne. Mise à jour 2011. Réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC. 53 p. http://www.oncfs.gouv.fr/Ongules-de-montagne-bouquetin-chamois-isard-ru244/Inventaire-des-ongules-de-montagne-en-2011-ar1405.

Pour en savoir plus

◗ Références Internet pour consulter l'ensemble des fichiers espèce/année/massif pour l'ensemble des enquêtes depuis 1988 : http://www.oncfs.gouv.fr/Reseau-Ongules-sauvages-ru104/La-repartition-des-ongules-en-France-ar2032.

Fiche n° 1



Le Chamois des Alpes *Rupicapra rupicapra* en 2016 en France

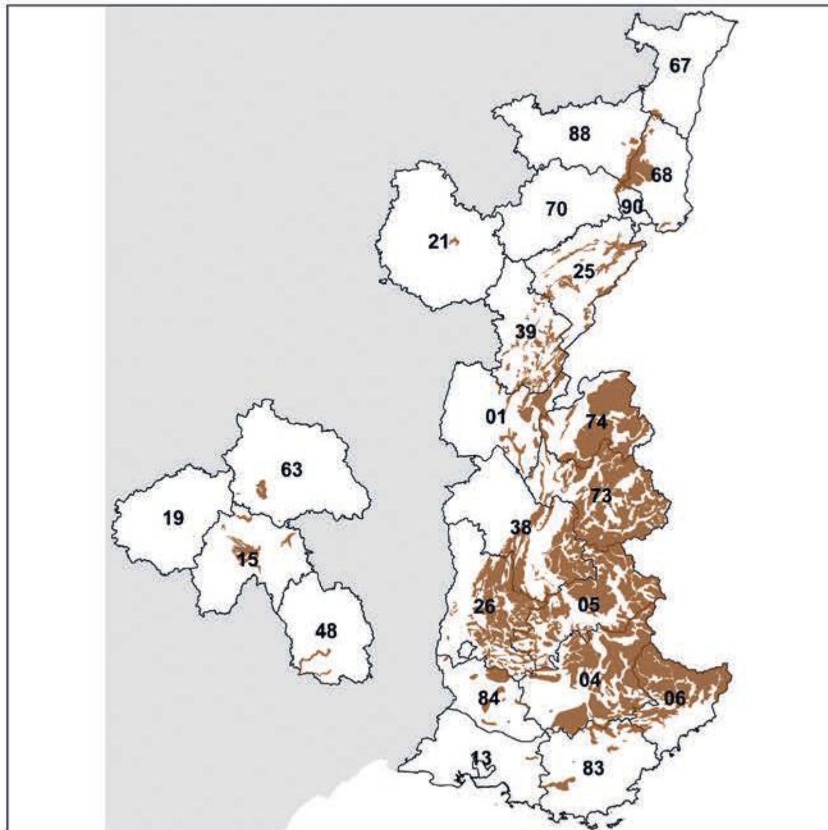




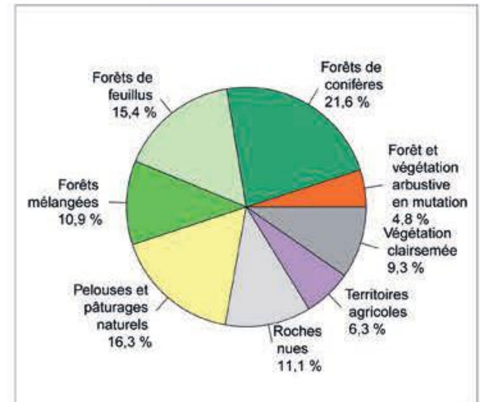
Surface occupée : **24 051 km²**
Progression depuis **2010** : **2 460 km² (11,4 %)**

Nombre de départements occupés : **23**
Nombre de communes occupées : **2 101**
Altitudes : de **36** à **3 689 m**

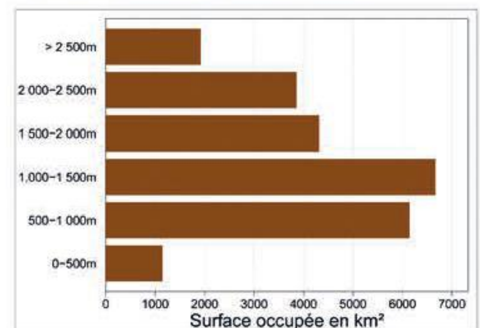
Aire de distribution



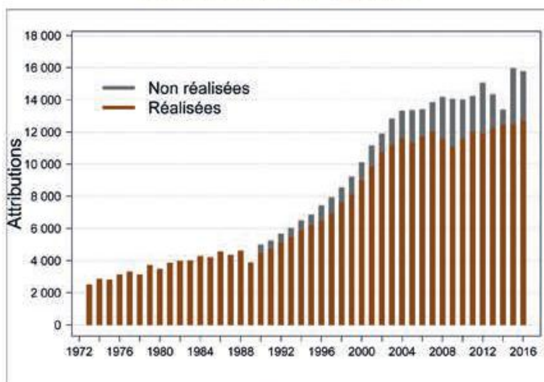
Habitats



Répartition altitudinale



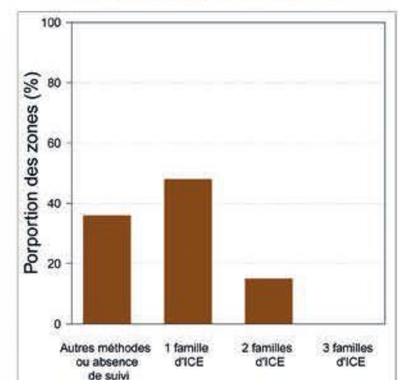
Tableaux de chasse



Lâchers depuis 2013

Départ.	♂	♀	indét.
21	1	0	1
48	6	2	0
71	0	1	1

Méthodes de suivi



Suivi sanitaire depuis 2013 (nb. zones infectées/départ.)

	05	25	39	73	74
Broncho-pneumonie infectieuse	0	0	2	0	8
Brucellose	0	0	0	0	1
Kérato-conjonctivite contagieuse	4	1	0	3	1
Maladie des abcès	2	0	0	0	4
Parasitisme externe	0	0	0	0	8
Parasitisme interne	0	0	0	0	8
Paratuberculose	0	0	0	0	5
Salmonellose abortive	0	0	1	0	0

Fiche n° 2



L'Isard des Pyrénées *Rupicapra pyrenaica* en 2016 en France

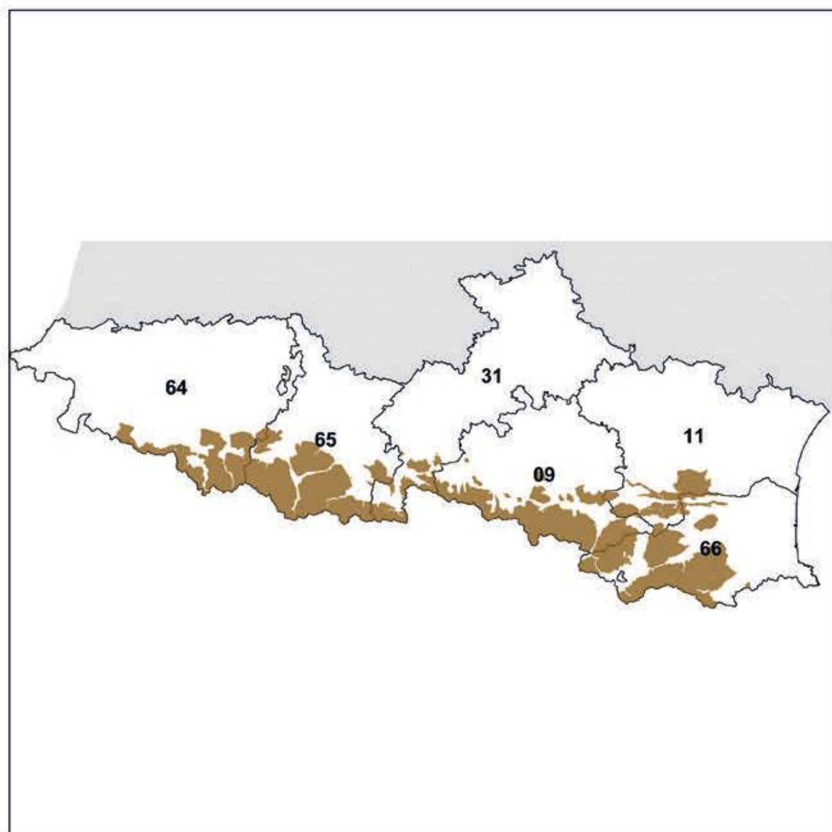




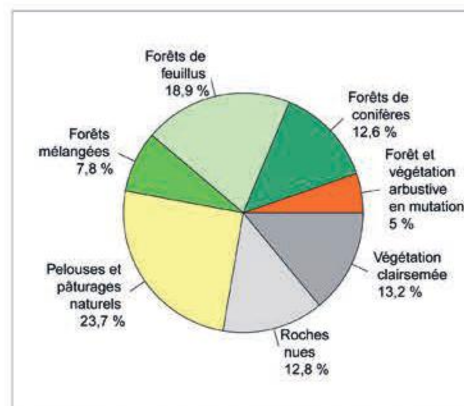
Surface occupée : **6 006 km²**
Progression depuis **2010** : **336 km² (5,9 %)**

Nombre de départements occupés : **6**
Nombre de communes occupées : **412**
Altitudes : de **180** à **3 228 m**

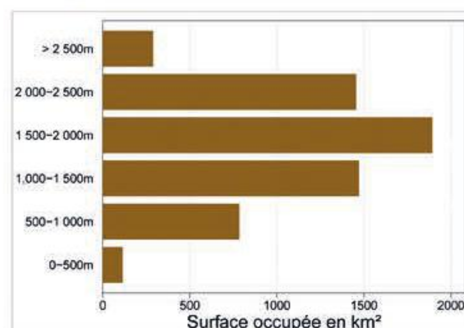
Aire de distribution



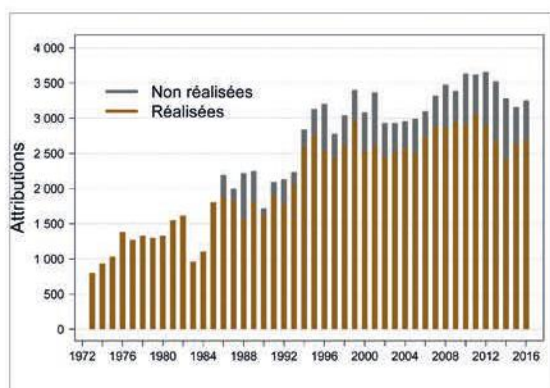
Habitats



Répartition altitudinale



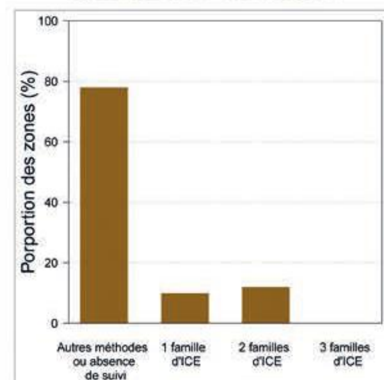
Tableaux de chasse



Lâchers depuis 2013

Départ.	♂	♀	indét.
64	6	15	0

Méthodes de suivi



Suivi sanitaire depuis 2013 (nb. zones infectées/départ.)

	11	31	64	65	66
Kérato-conjonctivite contagieuse	0	0	0	1	4
Parasitisme externe	0	0	0	1	0
Parasitisme interne	0	0	7	0	1
Pestivirose	8	4	0	4	0

Fiche n° 3

Le Mouflon de Corse *Ovis gmelini musimon var. corsicana* en 2016 en France

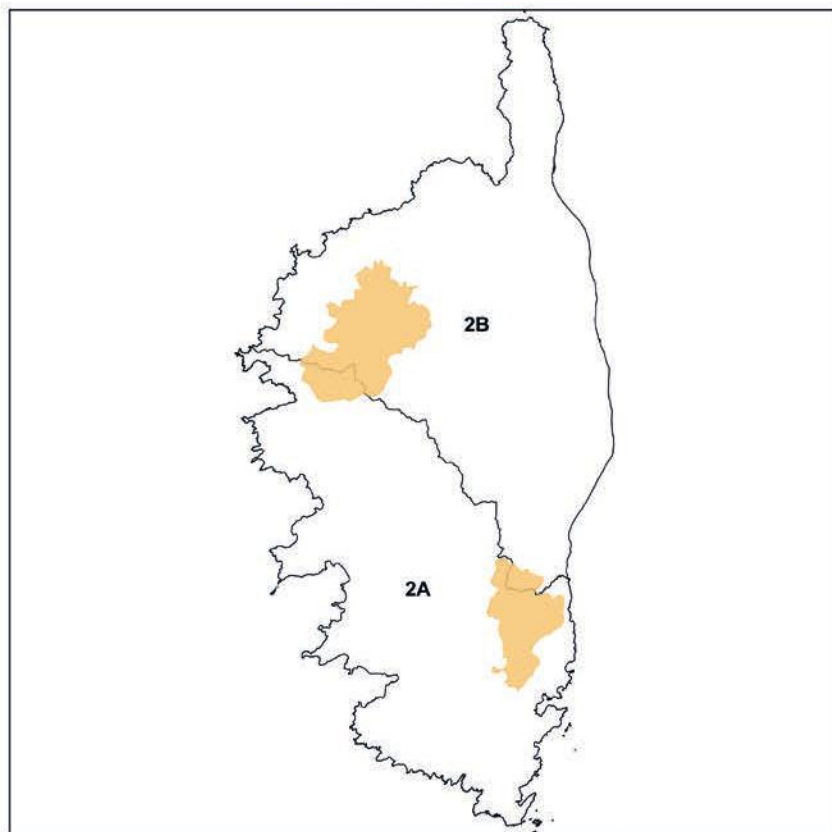




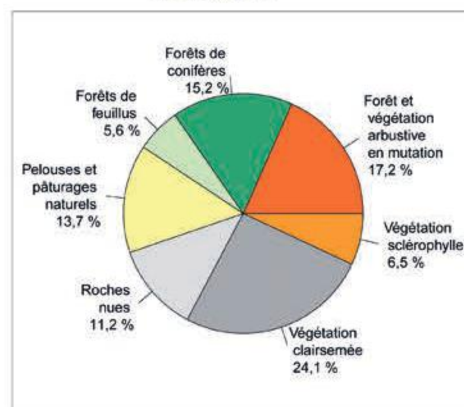


Surface occupée : **826 km²**	Nombre de départements occupés : **2**
Progression depuis **2010** : **-93 km²** **(-10,1 %)**	Nombre de communes occupées : **33**
	Altitudes : de **27** à **2 612 m**

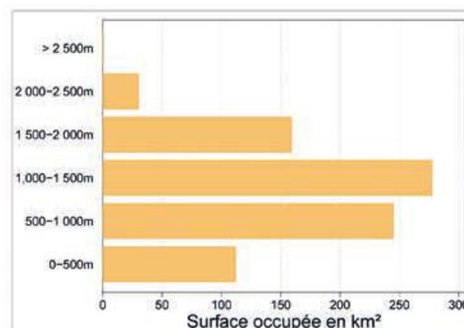
Aire de distribution



Habitats



Répartition altitudinale



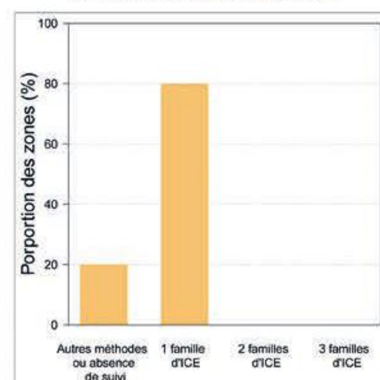
Tableaux de chasse



Lâchers depuis 2013

Aucune opération signalée

Méthodes de suivi



Suivi sanitaire depuis 2013 (nb. zones infectées/départ.)

	2B
Parasitisme externe	1
Parasitisme interne	1

Fiche n° 4



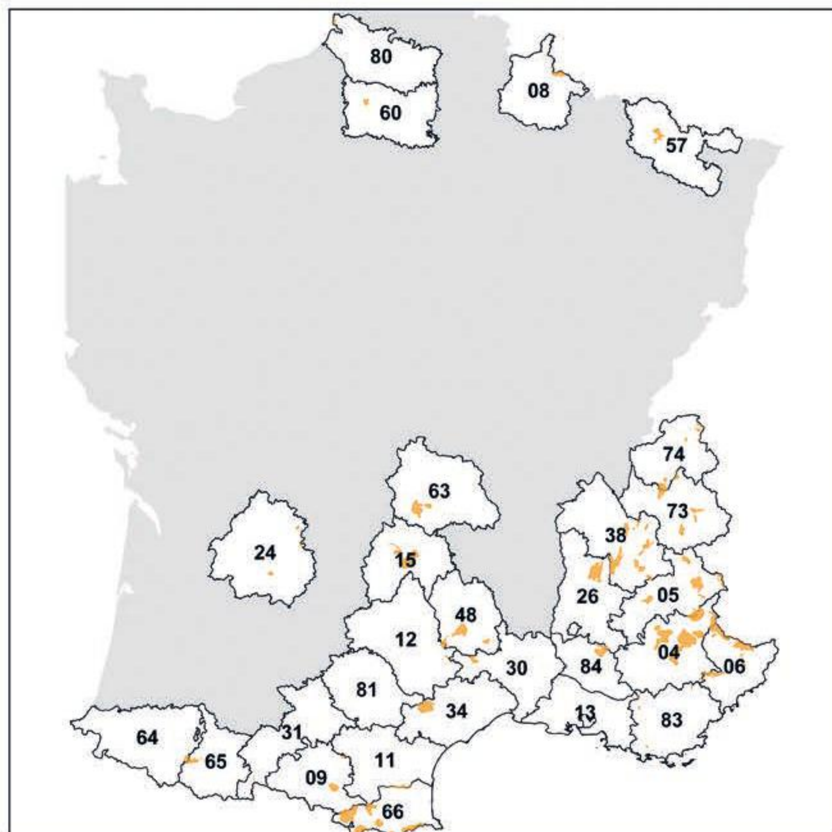
Le Mouflon méditerranéen *Ovis gmelini musimon* × *Ovis sp.* en 2016 en France



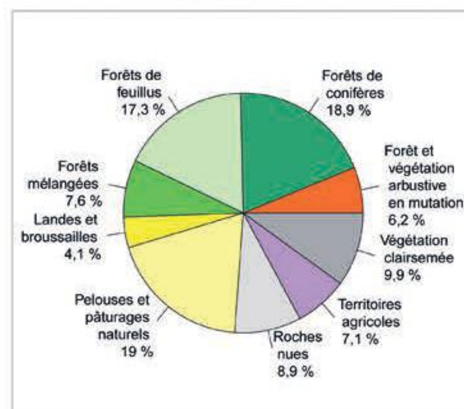


Surface occupée : **5 084 km²**	Nombre de départements occupés : **28**
Progression depuis **2010** : **281 km² (5,9 %)**	Nombre de communes occupées : **540**
	Altitudes : de **1** à **3 023 m**

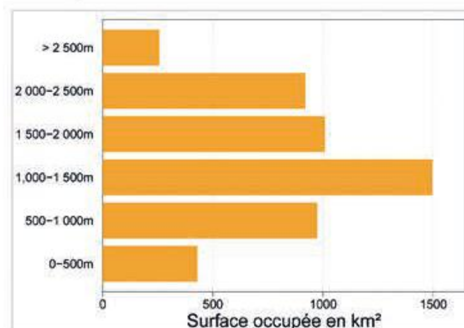
Aire de distribution



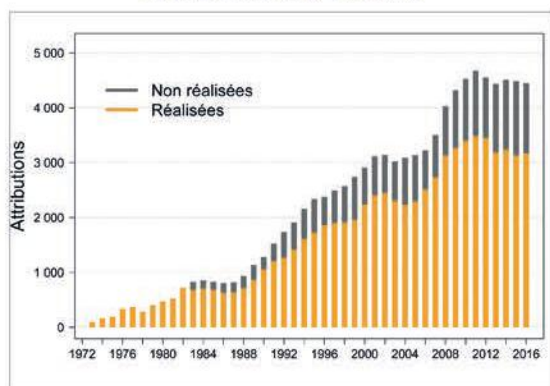
Habitats



Répartition altitudinale



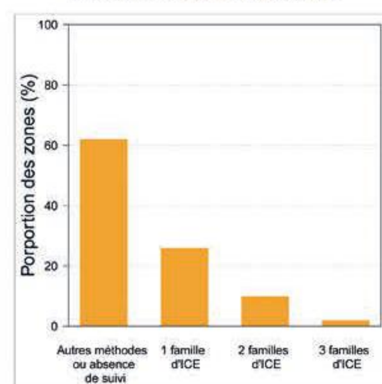
Tableaux de chasse



Lâchers depuis 2013

Départ.	♂	♀	indét.
64	8	10	0

Méthodes de suivi



Suivi sanitaire depuis 2013 (nb. zones infectées/départ.)

	24	48	74
Broncho-pneumonie infectieuse	0	0	6
Parasitisme externe	0	0	6
Parasitisme interne	0	2	6
Podo-dermatitie infectieuse (piétin)	2	0	0

Fiche n° 5



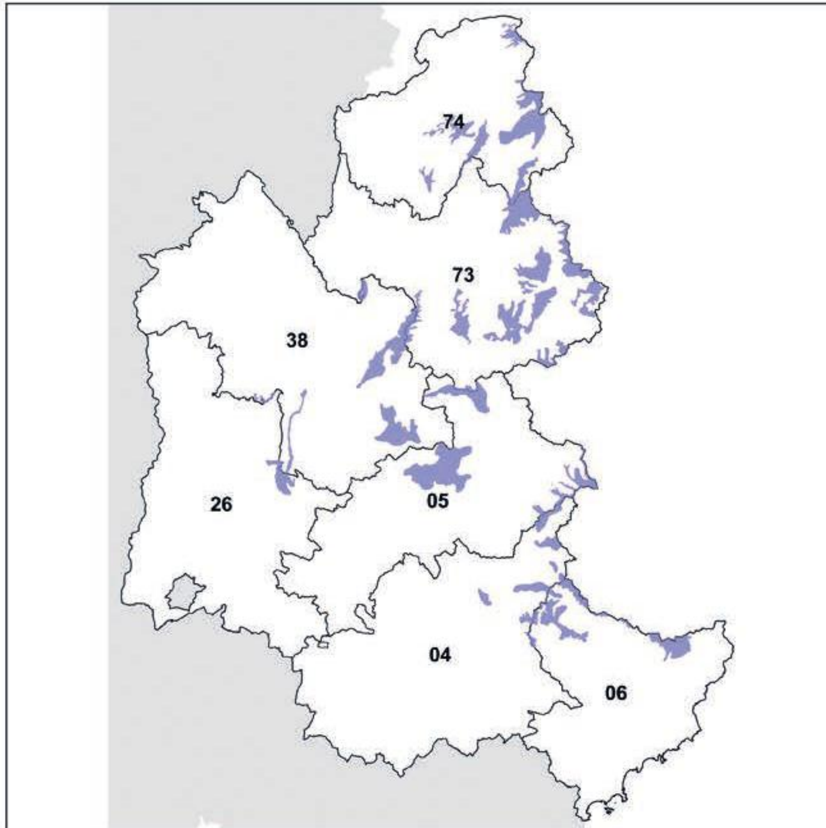
Le Bouquetin des Alpes *Capra ibex* en 2016 en France



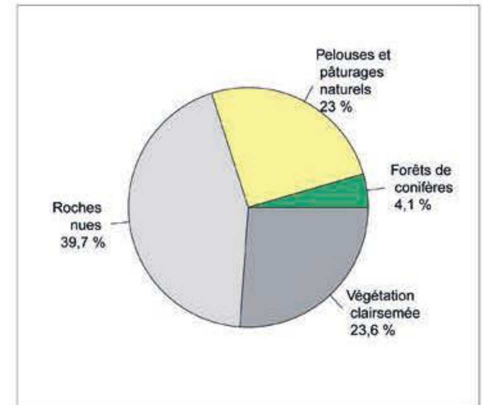


Surface occupée : **2 622 km²**	Nombre de départements occupés : **7**
Progression depuis **2010** : **144 km² (5,8 %)**	Nombre de communes occupées : **208**
	Altitudes : de **242** à **3 689 m**

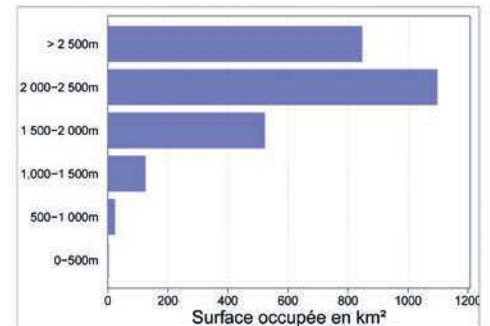
Aire de distribution



Habitats



Répartition altitudinale



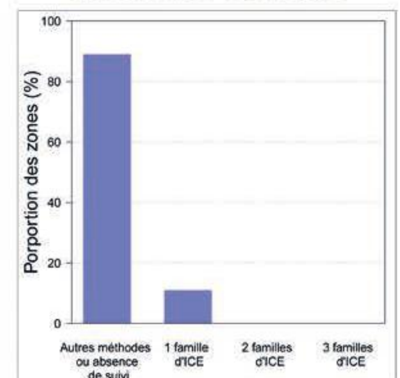
Tableaux de chasse

Espèce non chassée

Lâchers depuis 2013

Aucune opération signalée

Méthodes de suivi



Suivi sanitaire depuis 2013 (nb. zones infectées/départ.)

	74
Brucellose	1
Kérato-conjonctivite contagieuse	2

Fiche n° 6



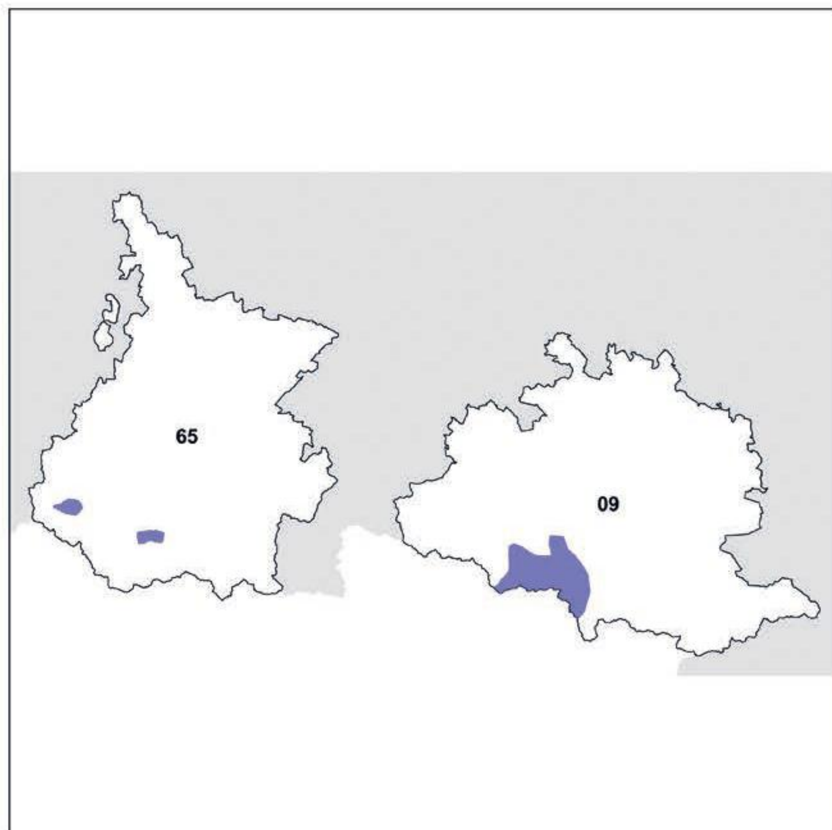
Le Bouquetin ibérique *Capra pyrenaica* en 2016 en France



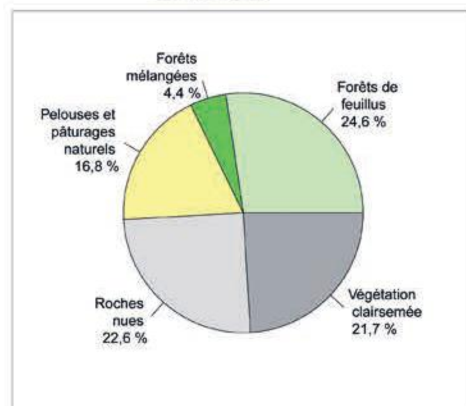


Surface occupée : **304 km²**	Nombre de départements occupés : **2** Nombre de communes occupées : **13** Altitudes : de **634** à **3 071 m**

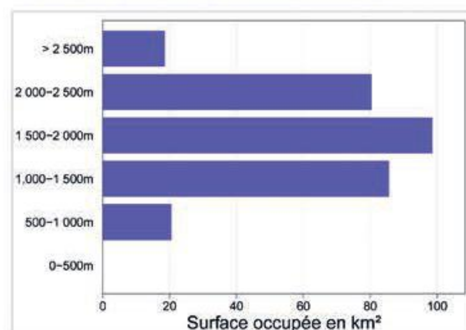
Aire de distribution



Habitats



Répartition altitudinale



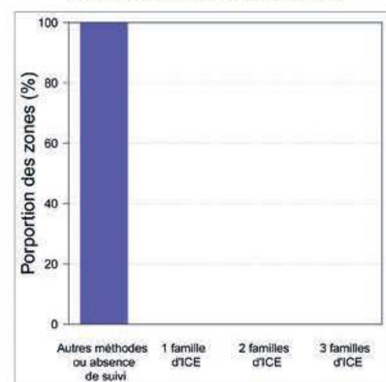
Tableaux de chasse



Lâchers depuis 2013

Départ.	♂	♀	indét.
09	39	56	0
65	45	64	0

Méthodes de suivi



Suivi sanitaire depuis 2013 (nb. zones infectées/départ.)

Aucun signalement de maladie enregistré

Faune sauvage N° 320 I 3e trimestre 2018

Brucellose des bouquetins du massif du Bargy :

des secteurs plus ou moins impactés en lien avec la structuration socio-spatiale des femelles



© J. Hars/ONCFS

Suite à la révélation de deux cas humains et à la découverte d'un réservoir de brucellose dans la population de bouquetins du massif du Bargy (Haute-Savoie) en 2012, de multiples travaux, tant sur les aspects sanitaires que sur le fonctionnement de cette population, ont été lancés par l'ONCFS. Les premières données récoltées indiquaient alors une forte séroprévalence chez les bouquetins de plus de 5 ans, suggérant une exposition plus forte chez ces individus sexuellement matures et une transmission par voie sexuelle. Ces résultats ont dans un premier temps orienté la gestion vers un abattage massif des bouquetins de plus de 5 ans. Néanmoins, des travaux récents ont permis de mieux comprendre le fonctionnement socio-spatial de cette population, ses conséquences sanitaires, et de réorienter les opérations de gestion. Explications.

Pascal Marchand[1], Élodie Petit[1,2,3], Clément Calenge[4], Carole Toïgo[1], Stéphane Anselme-Martin[5], Emmanuelle Gilot-Fromont[3], Jean Hars[2], Sophie Rossi[2]

[1] *ONCFS – Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Ongulés sauvages – Juvignac.*
[2] *ONCFS – Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Sanitaire de la faune – Gap et Gières.*
[3] *VetAgro Sup Lyon & UMR CNRS 5558, laboratoire de Biométrie et Biologie évolutive – Lyon et Villeurbanne.*
[4] *ONCFS – Direction de la recherche et de l'expertise, cellule d'appui méthodologique – Saint-Benoist, Auffargis.*
[5] *ONCFS – Service départemental de la Haute-Savoie – Sevrier.*

Contact : pascal.marchand@oncfs.gouv.fr

Bref historique
(voir Hars *et al.*, 2015)

2012 : deux cas de fièvre de Malte, dénomination de la brucellose chez l'humain, sont diagnostiqués et reliés à la consommation de fromages frais au lait cru en provenance d'un élevage bovin du massif du Bargy (Haute-Savoie). Les analyses faites sur tous les autres ruminants domestiques de la région s'avèrent négatives. Les regards se tournent alors vers la faune sauvage, et notamment les bouquetins qui occupent ces montagnes, chez lesquels est identifié un réservoir actif de brucellose (dû à la bactérie *Brucella melitensis*), zoonose majeure et virulente pourtant éradiquée des élevages français depuis 2003 après trente années de lutte.

2013 : une campagne de captures et de marquages (boucles auriculaires et marques visuelles permettant une identification à distance, émetteurs VHF ou

colliers GPS permettant de localiser les individus équipés) est lancée dès le printemps pour connaître l'état sanitaire de la population et mieux comprendre son fonctionnement spatial et démographique. Les premiers résultats tombent : 38 % d'animaux séropositifs (n = 77), surtout chez les adultes, suggérant une exposition par voie sexuelle au moment du rut. Les autorités décident alors un abattage des individus de plus de 5 ans, conduit entre l'automne 2013 et le printemps 2014 : 251 individus sont abattus (sur une population estimée à 567 individus ; intervalle de confiance à 95 % de cette estimation : [487-660]).
2014 : les captures conduites au printemps suggèrent que la situation ne s'est pas améliorée ; la proportion (apparente) de bouquetins séropositifs n'a pas diminué et, pire, ce sont maintenant de nombreux jeunes qui semblent touchés. On suppose alors que ces derniers ont pu accéder à la reproduction après l'abattage ciblant les adultes, semblant confirmer une transmission majoritairement sexuelle. Or, après plusieurs années de captures et d'examens sérologiques, les agents de terrain font état d'une structuration spatiale de la maladie : certains secteurs seraient particulièrement touchés et d'autres beaucoup moins, ce que semblent confirmer les premières analyses intégrant une composante spatiale (Anses, 2015 ; Freycon, 2015).

Mais quelle est donc l'origine de cette structuration spatiale de la maladie ? Peut-on réellement définir ces secteurs et les relier au fonctionnement spatial de la population de bouquetins ? Pour tenter de répondre à ces questions, l'ensemble des données récoltées a été réanalysé.


© B. Muffat-Joly/ONCFS

▲ *Chaque individu capturé a fait l'objet d'une prise de sang, permettant notamment de déterminer son statut sérologique vis-à-vis de la brucellose.*

Les localisations d'individus suivis par colliers GPS, les réobservations d'individus marqués et les résultats d'analyses sérologiques passés au peigne fin

Dans un premier temps, nous avons évalué le chevauchement spatial entre les domaines vitaux de 51 bouquetins (23 mâles et 28 femelles) équipés de colliers GPS dont les localisations ont été enregistrées chaque heure, pendant plus de 6 mois, entre 2013 et 2017. Grâce à une classification hiérarchique des bouquetins suivis, établie en utilisant ce chevauchement spatial comme mesure de distance entre chaque paire d'individus, nous avons alors pu déterminer le nombre optimal de « sous-unités spatiales » que l'on pouvait identifier parmi les animaux équipés, et l'emprise géographique utilisée par chacun de ces groupes.

Dans un second temps, nous avons vérifié sur un plus grand nombre d'individus, c'est-à-dire 148 bouquetins marqués et réobservés entre 2013 et 2015 lors de sessions spécifiques d'observations ou de façon opportuniste lors des opérations de terrain réalisées du printemps à l'automne (captures, suivis d'abondance, suivis par télémétrie), l'existence et la cohérence de ces sous-unités spatiales. En effet, la position géographique de chaque animal marqué était relevée non seulement à la capture, mais aussi lors de chaque observation sur le terrain (n = 1 292 observations entre 2013 et 2015). Chaque individu marqué a donc pu être affecté, sur la base du lieu de capture, à l'une des sous-unités définies grâce aux individus suivis par colliers GPS. Nous avons pu évaluer la pertinence des unités spatiales définies précédemment en calculant, pour chaque sous-unité, la proportion des observations des individus assignés à la sous-unité qui étaient bien dans l'emprise spatiale utilisée par ceux équipés de colliers GPS de la même sous-unité.

Enfin, après avoir assigné chacun des 247 individus capturés entre 2012 et 2015 pour la première fois à l'une des sous-unités (toujours d'après le lieu de capture), nous avons évalué dans quelle mesure leur statut sérologique vis-à-vis de la brucellose, obtenu après analyse des prélèvements sanguins réalisés lors des captures, était dépendant de la sous-unité spatiale, mais aussi du sexe de chaque individu, de son âge, et de la période avant/après abattage ciblant les adultes – ces trois derniers facteurs ayant été identifiés comme déterminants lors des analyses antérieures.


© B. Muffat-Joly/ONCFS

▲ *Relâcher d'un bouquetin mâle équipé de boucles auriculaires et d'un collier GPS dans le massif du Bargy, en mai 2015.*

Un rôle central de la structuration socio-spatiale sur le fonctionnement épidémiologique de la brucellose

Les analyses réalisées sur les 51 individus suivis finement par colliers GPS ont mis en évidence l'existence d'au moins 5 sous-unités spatiales parmi les femelles équipées, chacune des femelles d'une

sous-unité utilisant un secteur déterminé et ayant très peu voire pas d'échanges et de contacts avec les femelles d'autres sous-unités (*figure 1*). On distingue ainsi des femelles qui vivent sur les rochers de Leschaux et la pointe d'Andey au nord du massif (sous-unité « Leschaux-Andey » – *figure 1*), des femelles occupant une zone s'étendant du roc de Charmieux au Buclon (« Charmieux-Buclon »), d'autres dont le domaine vital est centré sur le pic de Jallouvre et le lac de Peyre (« Jallouvre-Peyre »), quelques-unes partageant avec une majeure partie des mâles équipés les versants sud du Grand Bargy (« Grand Bargy ») et enfin, à l'est du massif, la sous-unité « Petit Bargy ». En revanche, si quelques mâles ont une occupation de l'espace semblable à celle des femelles, la plupart d'entre eux se sont révélés beaucoup plus mobiles : leurs mouvements sont centrés une partie de l'année sur le secteur utilisé par les femelles de « Grand Bargy », mais ils transitent aussi entre sous-unités de femelles, notamment au moment du rut (chevauchement non nul avec toutes les sous-unités de femelles – *figure 1*). Il est intéressant de noter que parmi plus de 150 bouquetins suivis par émetteurs VHF ou colliers GPS depuis 2013, seuls 7 individus – tous des mâles – ont effectué des déplacements jusque dans le massif voisin des Aravis pour des durées variables (quelques jours durant le rut jusqu'à plusieurs mois pour une migration saisonnière, même si ces dernières sont rares dans cette population).

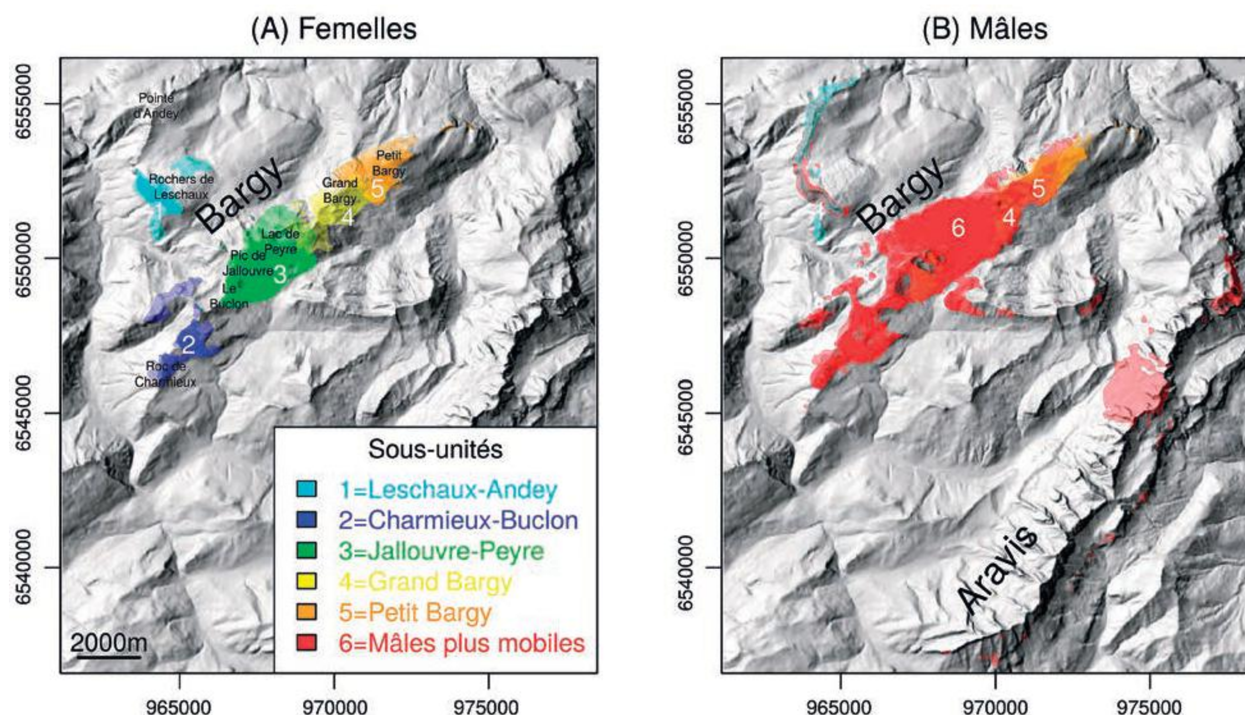
Les localisations des réobservations des 148 individus marqués ont confirmé cette structuration spatiale des femelles, et le fait que le lieu de capture est un bon indicateur de la sous-unité à laquelle chaque individu peut être assigné. Plus de 96 % des 530 réobservations des 71 femelles marquées ont été faites dans le secteur correspondant à la sous-unité assignée d'après le lieu de capture. En revanche, pour les 77 mâles marqués, seules 54 % des 762 réobservations ont été faites dans le secteur de la sous-unité à laquelle ils ont été assignés, confirmant leur plus grande mobilité au cours de l'année. Une analyse du réseau social au sein de cette population a par la suite démontré que cette structuration des femelles était non seulement spatiale, mais aussi sociale, 2 individus de 2 sous-unités distinctes n'étant quasiment jamais observés dans un même groupe de bouquetins (*encadré 1*). Ces analyses mettent donc en lumière une ségrégation socio-spatiale des groupes de femelles, caractéristique désormais bien connue pour son influence sur le fonctionnement général des populations d'ongulés sauvages (*encadré 2*).

En plus de l'âge des bouquetins, cette structuration socio-spatiale des femelles



▲ *Grâce au marquage individualisé et aux réobservations de chaque bouquetin séronégatif pour la brucellose, une structuration socio-spatiale au sein de la population a pu être révélée, de même que son rôle majeur sur le fonctionnement épidémiologique de la maladie.*

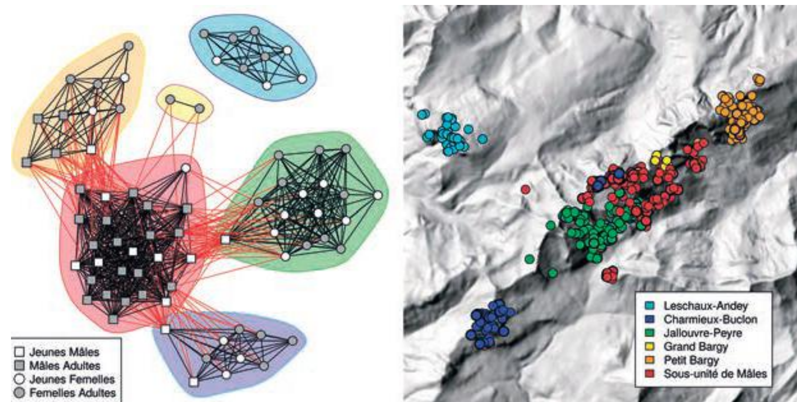
Figure 1 Distribution des domaines vitaux des 51 bouquetins des Alpes (A = 28 femelles ; B = 23 mâles) suivis par colliers GPS dans le massif du Bargy (Haute-Savoie).



▶ Encadré 1 • Une structuration des bouquetins non seulement spatiale, mais aussi sociale

L'analyse de la distribution spatiale basée sur les données GPS a permis d'identifier, simplement sur la base du recouvrement spatial des domaines vitaux des individus suivis, une structuration spatiale de la distribution des animaux, et en particulier des femelles. Cette structuration montre que certains groupes d'animaux utilisent les mêmes zones, et que ces zones sont différentes de celles utilisées par d'autres groupes. Nous avons complété ces résultats par une analyse de la structure sociale de la population, en nous appuyant sur les observations de 77 individus marqués collectées durant l'année 2016. En effet, lorsque les agents de terrain détectent un groupe social de bouquetins, ils reportent les individus marqués appartenant à ce groupe. Cela permet alors d'établir si une paire donnée d'individus marqués fréquentait le même groupe (auquel cas on observe un « lien » entre les deux individus). Afin de mieux comprendre la structure sociale de la population, nous avons utilisé des traitements statistiques conçus pour l'analyse de réseaux sociaux, cette fois sans à priori sur la dimension spatiale. En particulier, nous avons utilisé une classification des individus en groupes maximisant la modularité (c'est-à-dire une fonction du nombre de liens entre individus au sein de chaque groupe) pour définir des sous-unités sociales, que nous avons représentées (***figure 2***).

Figure 2 **À gauche : représentation schématique du réseau social formé par les 77 animaux marqués observés en 2016.** Chaque point représente un individu, et chaque segment de droite reliant deux individus indique que ceux-ci ont été observés dans le même groupe sur le terrain. Une classification des animaux permet de définir des sous-unités sociales (représentées par les différentes couleurs). Les segments noirs indiquent des relations entre individus de la même sous-unité, et les segments rouges des relations entre des individus de deux sous-unités différentes.
À droite : représentation spatiale des localisations des 585 détections de ces 77 individus sur le terrain. Les couleurs correspondent aux unités sociales définies par la classification – ce sont les mêmes que celles définies par l'analyse des données GPS.



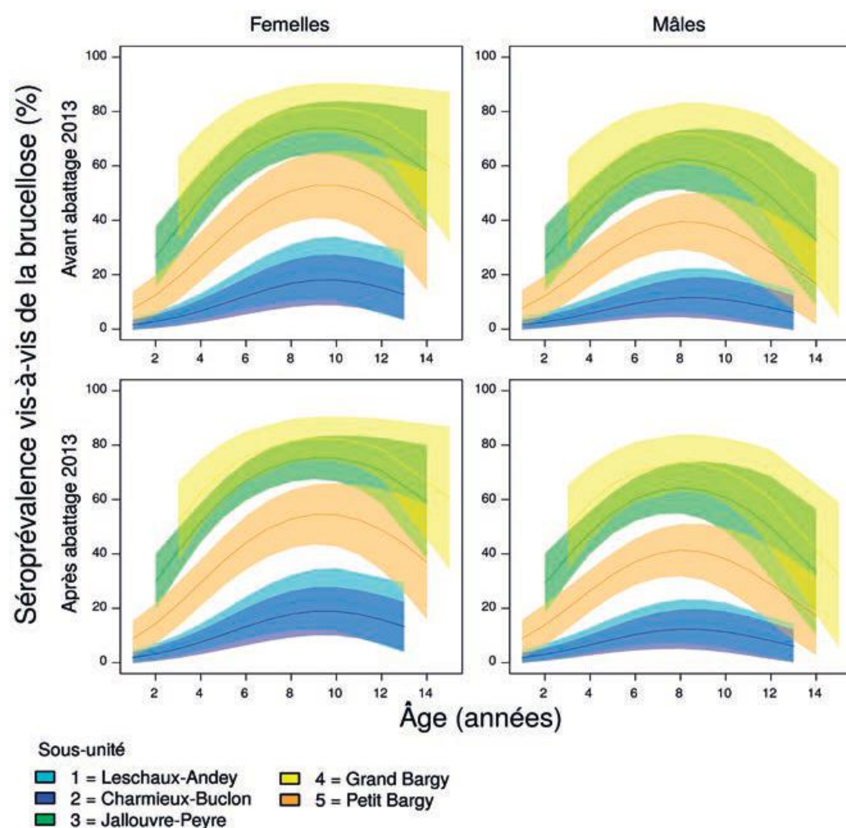
Bien que cette analyse soit basée sur des données complètement différentes de celles utilisées pour définir les sous-unités spatiales, elle a permis d'identifier exactement le même nombre de groupes sociaux. La position des localisations de ces groupes sur le massif correspond exactement à celle des groupes identifiés à l'aide des données GPS. Notons que certains individus sont parfois localisés loin de l'emplacement « normal » attendu (par exemple quelques individus de Charmieux-Buclon localisés dans la zone occupée par la sous-unité de mâles). Il s'agit de jeunes mâles en voie d'émancipation entre leur groupe de naissance et le groupe des mâles. On note que les femelles de deux sous-unités différentes n'interagissent jamais entre elles. Nous retrouvons donc dans cette structure sociale le même schéma que pour l'organisation spatiale de la population.

s'est avérée être un élément déterminant pour expliquer les variations de séroprévalence de la brucellose dans l'ensemble de la population (y compris chez les mâles – ***figure 3***). La séroprévalence augmente graduellement avec l'âge jusqu'à atteindre un plateau autour de 8-10 ans, puis diminue sensiblement au-delà, et ceci de façon semblable pour les deux sexes. Mais elle varie surtout très fortement d'un(e) secteur/sous-unité à l'autre : de 10 à 20 % dans les secteurs/sous-unités les moins touché(e)s (« Leschaux-Andey » et « Charmieux-Buclon ») à plus de 50 % dans les plus impacté(e)s (« Grand Bargy » et « Jallouvre-Peyre »), avec une situation intermédiaire sur le secteur « Petit Bargy » (environ 35 %). On distingue ainsi deux secteurs « périphériques » nettement moins touchés d'une zone « cœur » particulièrement impactée, et une décroissance quasi linéaire de la séroprévalence avec la distance à l'épicentre

▶ Encadré 2 • La ségrégation socio-spatiale, une clé du fonctionnement des populations d'ongulés sauvages

L'existence de structures socio-spatiales, appelée « ségrégation socio-spatiale », est une caractéristique des populations d'ongulés sauvages (pour des exemples français, voir Loison *et al.*, 1999 chez le chamois/l'isard ou Martins *et al.*, 2002 chez le mouflon méditerranéen). Elle résulte à la fois des contraintes sociales chez ces espèces grégaires et de la philopatrie des femelles (tendance à installer son domaine vital sur son lieu de naissance). Les conséquences de la ségrégation socio-spatiale sur le fonctionnement des populations sont également bien connues. Dans un autre contexte sanitaire, elle a par exemple été identifiée comme un paramètre-clé dans les différences de prévalence à la « chronic wasting disease » au sein d'une population de cerf hémione du Colorado (*Odocoileus hemionus* ; Conner & Miller, 2004). La ségrégation socio-spatiale est par ailleurs un facteur-clé expliquant des variations comportementales, phénotypiques, génétiques ou de la valeur adaptative au sein des populations de grands herbivores (pour des exemples français, voir Loison *et al*. (1999) et Crampe *et al*. (2006) chez le chamois/l'isard, Petit *et al*. (1997) et Garel *et al*. (2007) pour le mouflon méditerranéen). Pour les bouquetins du massif du Bargy, sa mise en évidence et l'analyse de ses conséquences sanitaires auront été déterminantes dans la compréhension du fonctionnement épidémiologique et dans la gestion épineuse de ce réservoir de brucellose dans la faune sauvage protégée.

Figure 3 Évolution de la séroprévalence vis-à-vis de la brucellose chez les bouquetins des Alpes du massif du Bargy (Haute-Savoie).



du foyer (« Grand Bargy »). En revanche, après intégration de cette dimension spatiale, nous n'avons pas mis en évidence de différences significatives entre les niveaux de séroprévalence observés avant/après l'abattage massif ciblant les individus de plus de 5 ans. Cela suggère une influence réduite de ces mesures de lutte à court terme et remet surtout en cause l'interprétation initiale de l'augmentation de la séroprévalence des jeunes après l'abattage.

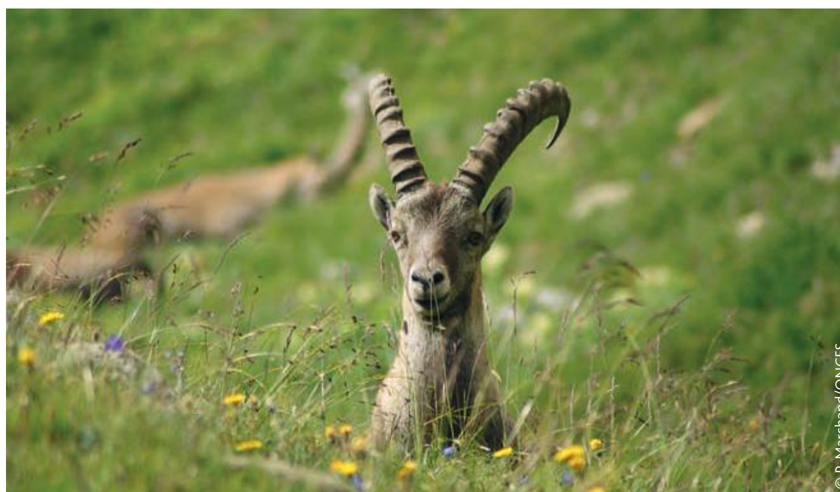
Comment expliquer l'augmentation de la séroprévalence observée chez les jeunes individus après l'abattage massif de l'automne 2013 ?

Avec des niveaux d'enneigement très contrastés entre le printemps 2013 (c'est-à-dire avant abattage), consécutif à un hiver exceptionnellement enneigé, et celui de 2014 (c'est-à-dire après abattage), consécutif à un hiver plus clément, les zones accessibles pour les opérateurs et fréquentées par les bouquetins durant ces deux campagnes de captures ont été différentes. En conséquence, les jeunes individus capturés en 2014 provenaient quasi exclusivement des secteurs les plus infectés (37/39 en provenance de « Grand Bargy », « Jallouvre-Peyre » ou « Petit Bargy »), ce qui n'était pas le cas en 2013 (seulement 22/33). En l'absence de connaissances préalables sur le fonctionnement socio-spatial de cette population, cet échantillonnage différent entre les deux printemps a contribué à faire augmenter artificiellement la séroprévalence des jeunes individus après l'abattage, phénomène que l'on n'observe pas si l'on intègre cette structuration socio-spatiale dans les analyses.

Comment expliquer que la structuration spatiale des femelles engendre des niveaux de séroprévalence contrastés dans l'ensemble de la population alors que les mâles peuvent parcourir l'ensemble du massif, notamment en période de rut ?

Parmi les différentes voies potentielles de transmission de la brucellose entre bouquetins (voie sexuelle lors de la reproduction, voie verticale entre mère et cabri et voie horizontale par contacts directs entre bouquetins ou indirects *via* un habitat partagé), et contrairement à ce que les résultats initiaux semblaient indiquer, la structuration spatiale de la séroprévalence chez les mâles aussi bien que chez les femelles suggère que la voie sexuelle n'est probablement pas la voie principale de transmission ; sans quoi une distribution spatialement homogène de la brucellose aurait été attendue sur le massif.

Les niveaux de séroprévalence contrastés malgré les déplacements des mâles sur l'ensemble du massif au moment du rut, mais similaires entre sexes au sein d'une même sous-unité, suggèrent plutôt que les contacts directs ou indirects (à travers des sécrétions virulentes persistant dans un environnement partagé) impliquant les femelles, notamment au moment des avortements (dernier tiers de la gestation) et mises-bas brucelliques, constituent une voie majeure de transmission de la brucellose au sein de chaque sous-unité. Cette période, correspondant à la transition entre l'hiver et le printemps pour le bouquetin, est justement celle où mâles et femelles d'un même secteur partagent les premières pâtures déneigées en quête des



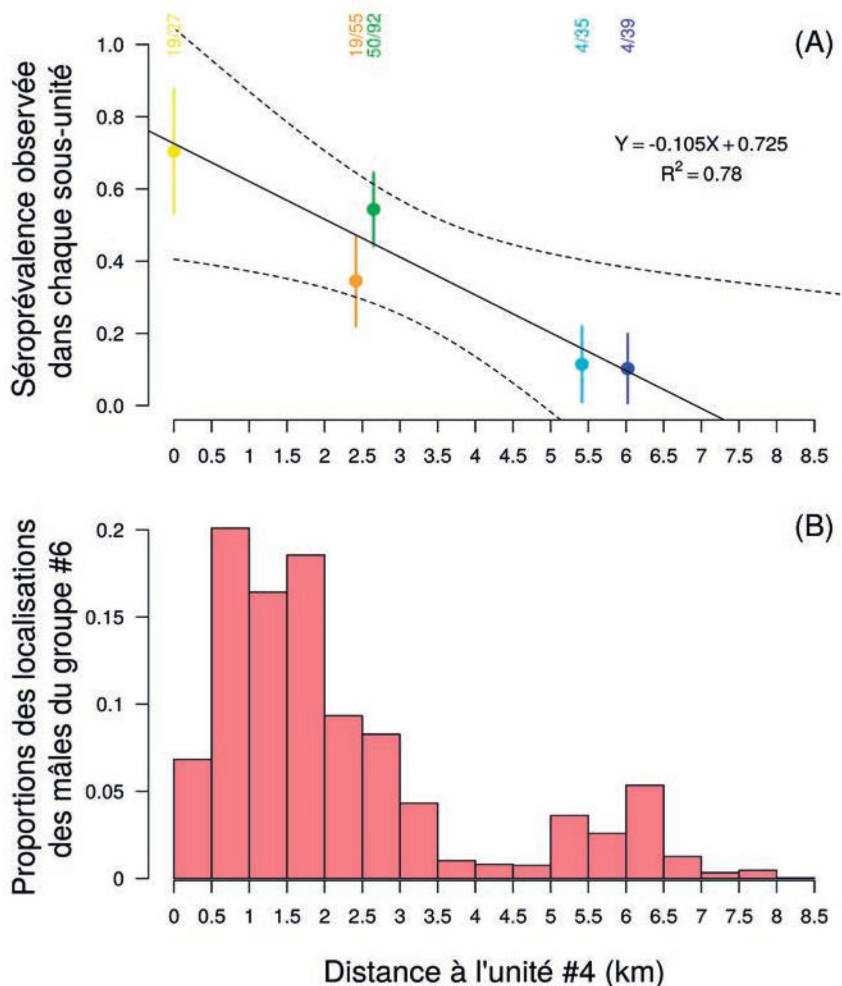
▲ *L'augmentation apparente de la séroprévalence reportée chez les jeunes bouquetins après l'abattage de 2013 résulte surtout de différences dans les secteurs échantillonnés avant/après ces opérations. Une fois prise en compte la structuration spatiale de la brucellose sur le massif, on n'observe plus de différences nettes dans les niveaux de séroprévalence des jeunes avant/après ces opérations.*

premières pousses de végétation. La probabilité de contacts directs (mais mâles et femelles vivent dans des groupes socialement distincts en dehors du rut) mais surtout indirects est donc accrue et pourrait expliquer ce rôle prépondérant de la structuration des femelles, y compris pour les mâles. Même si elle reste à démontrer, cette hypothèse rapprocherait le fonctionnement épidémiologique de la brucellose chez les bouquetins du massif du Bargy de ce qui est connu de longue date chez les ruminants domestiques, où le rôle des avortements/mise-bas brucelliques est déterminant dans la circulation du pathogène entre individus (Díaz, 2013).

Toutefois, la transmission sexuelle au moment du rut ne doit pas être négligée pour autant. En effet, des analyses complémentaires ont montré que les mâles qui se déplacent d'une sous-unité à l'autre n'ont pas une utilisation homogène du massif. Ils sont centrés sur le secteur le plus infecté (Grand Bargy) du printemps à l'automne, les proportions de leurs localisations dans chacune des sous-unités de femelles diminuent lorsqu'on s'éloigne de ce secteur, de même que le niveau de séroprévalence au sein de chaque sous-unité (*figure 4*). Il est donc raisonnable de supposer que la voie sexuelle soit impliquée dans la transmission de la brucellose entre sous-unités, l'utilisation hétérogène du massif par les mâles pouvant engendrer des niveaux hétérogènes de séroprévalence entre sous-unités.

Les hypothèses avancées ici restent toutefois à être étayées par le biais d'analyses complémentaires et de travaux de modélisation (en cours), intégrant les caractéristiques démographiques de cette population (effectifs, reproduction et survie dans chaque sous-unité) et l'hétérogénéité interindividuelle (âge, niveaux d'excrétion, caractéristiques génétiques). La surveillance du foyer est également indispensable pour apprécier son évolution. En effet, suite aux opérations de captures (avec euthanasie des individus séropositifs, de 2015 à 2018) et d'abattages (70 individus à l'automne 2015, 6 à l'automne 2017 – voir ci-après), les niveaux de séroprévalence dans les différentes sous-unités sont susceptibles d'avoir évolué.

Figure 4 Évolution de la séroprévalence observée (A) et de la distribution des mâles les plus mobiles (B) selon la distance à l'épicentre du foyer de brucellose (unité #4 « Grand Bargy ») au sein du massif du Bargy (Haute-Savoie).





▲ *Les contacts directs ou indirects (à travers un environnement partagé) impliquant les femelles semblent particulièrement importants dans l'épidémiologie de la brucellose chez les bouquetins du massif du Bargy : l'existence de groupes socio-spatiaux entretenant peu ou pas de contacts entre eux est à l'origine d'une structuration spatiale de la maladie.*

Quelles conséquences pour la gestion ?

Dès février 2017, les services préfectoraux de la Haute-Savoie, appuyés par l'ONCFS (note de mars 2017), ont proposé une stratégie pluriannuelle de gestion différenciée (c'est-à-dire sectorisée selon les niveaux de risque et différenciée sur la base du statut marqué/non marqué des individus) intégrant pour partie les connaissances nouvelles. Cette stratégie proposait :

- dans une zone dite « cœur » (correspondant aux sous-unités Grand Bargy et Jallouvre-Peyre), où la séroprévalence était la plus élevée, de combiner des abattages d'animaux non marqués de plus de 3 ans (non encore



© P. Marchand/ONCFS

Les regroupements sur les premières pâtures déneigées en fin d'hiver et au début du printemps (ici dans le massif de Belledonne, pour illustration) accroissent les contacts directs et indirects entre bouquetins des deux sexes durant la période des avortements brucelliques, expliquant probablement les niveaux de séroprévalence similaires entre sexes malgré une ségrégation socio-spatiale marquée le reste de l'année.

testés pour la brucellose et chez qui le risque est le plus élevé) et des recaptures d'individus marqués avec euthanasie des séropositifs ;

- dans les zones « périphériques » moins touchées, de procéder uniquement à des captures avec euthanasie des séropositifs.

Au printemps 2017, l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) a été saisie par les autorités ministérielles en charge de ce dossier pour réévaluer les mesures de gestion potentielles de ce réservoir de brucellose au regard de ces connaissances nouvelles et notamment la proposition préfectorale (Anses, 2017)[1]. Parmi les propositions évaluées, les experts soulignent notamment l'intérêt d'assainir progressivement la zone cœur pour favoriser l'extinction de la brucellose du massif, et de combiner captures et abattages pour atteindre plus rapidement cet objectif.

Au vu des travaux d'expertise conduits et de la présentation de la situation sanitaire, le Comité national de protection de la nature (CNPN) a rendu un avis positif à la proposition préfectorale de gestion sectorisée/différenciée. À l'automne 2017, un arrêté préfectoral a donc été publié reprenant la stratégie proposée initialement (combinaison d'abattages en zone cœur et de captures en zones périphériques), tout en intégrant les recommandations de l'ONCFS (note de mars 2017) et l'avis de l'Anses (2017) de ne pas différencier les classes d'âge dans les opérations et d'intégrer la sous-unité « Petit Bargy » dans la zone « cœur ». Dans ce cadre, 6 individus non marqués des zones les plus à risque ont été abattus durant l'automne 2017 et ont été prélevés de façon à compléter nos connaissances sur l'évolution temporelle du foyer (Rossi *et al.*, en préparation).

1. Le rapport du groupe d'experts chargé de répondre à ces questions est disponible au lien suivant : *https://www.anses.fr/fr/system/files/SABA2016SA0229.pdf.*

Remerciements

Ces travaux n'auraient pas pu voir le jour sans le précieux concours des personnels de l'ONCFS (SD 74, Unité Sanitaire de la faune et Unité Ongulés sauvages), de la Direction départementale de la protection des populations (DDPP) de la Haute-Savoie, des laboratoires départementaux d'analyses vétérinaires de la Savoie et de la Haute-Savoie, du Laboratoire national de référence de l'Anses, de la Fédération départementale des chasseurs de la Haute-Savoie et d'Asters-Conservatoire d'espaces naturels de la Haute-Savoie. Ils ont été financés par le ministère de l'Agriculture et de l'alimentation (DGAl) *via* la DDPP de la Haute-Savoie, l'ONCFS, le Conseil départemental de la Haute-Savoie et les Communautés de communes des vallées de Thônes, de Faucigny-Glières et de Cluses-Arve et Montagnes. Qu'ils soient tous vivement remerciés ! ●

Pour en savoir plus

- Pour en savoir plus : Marchand, P., Freycon, P., Herbaux, J.-P., Game, Y., Toïgo, C., Gilot-Fromont, E., Rossi, S. & Hars, J. 2017. Sociospatial structure explains marked variation in brucellosis seroprevalence in an Alpine ibex population. *Scientific Reports* 7 : 15592. https://dx.doi.org/10.1038%2Fs41598-017-15803-w

Bibliographie

- Anses. 2015. *Mesures de maîtrise de la brucellose chez les bouquetins du Bargy.* Avis de l'Anses. Rapport d'expertise collective, juillet 2015. Édition scientifique. 163 p.
- Conner, M. M. & Miller, M. W. 2004. Movement patterns and spatial epidemiology of a prion disease in mule deer population units. *Ecological Applications* 14: 1870-1881.
- Crampe, J.-P., Loison, A., Gaillard, J.-M., Florence, E., Caens, P. & Appolinaire, J. 2006. Patrons de reproduction des femelles d'isard (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*) dans une population non chassée et conséquences démographiques. *Canadian Journal of Zoology* 84: 1263-1268.
- Díaz, A. E. 2013. Epidemiology of brucellosis in domestic animals caused by *Brucella melitensis*, *Brucella suis* and *Brucella abortus*. *Revue scientifique et technique de l'Office International des Épizooties* n° 32 : 43-51.
- Freycon, P. 2015. *Rôle du bouquetin* Capra ibex *dans l'épidémiologie de la brucellose à* Brucella melitensis *en Haute-Savoie*. Thèse Vét., VetAgroSup Lyon, univ. Claude Bernard Lyon 1. 190 p.
- Garel, M., Cugnasse, J.-M., Maillard, D., Gaillard, J.-M., Hewison, A .J. M. & Dubray, D. 2007. Selective harvesting and habitat loss produce long-term life history changes in a mouflon population. *Ecological Applications* 17: 1607-1618.
- Hars, J., Vaniscotte, A., Game, Y., Toïgo, C., Depecker, A. & Garin-Bastuji, B. 2015. Surveillance et gestion d'un foyer de brucellose chez le bouquetin dans le massif du Bargy (Haute-Savoie). *Faune sauvage* n° 306 : 11-20.
- Loison, A., Jullien, J.-M. & Menaut, P. 1999. Subpopulation structure and dispersal in two populations of chamois. *Journal of Mammalogy* 80: 620-632.
- Martins, A.G., Netto, N.T., Aulagnier, S., Borges, A., Dubois, M., Vicente, L., Gerard, J.-F. & Maublanc, M.-L. 2002. Population subdivision among mouflon sheep (*Ovis gmelini*) ewes and ranging behaviour of rams during the rut. *Journal of Zoology* 258: 27-37.
- Petit, E., Aulagnier, S., Bon, R., Dubois, M. & Crouau-Roy, B. 1997. Genetic structure of populations of the Mediterranean mouflon (*Ovis gmelini*). *Journal of Mammalogy* 78: 459-467.

Engins conçus pour la progression sur neige : les difficultés d'application du principe d'interdiction d'utilisation à des fins de loisirs



© M. Arvin Berod/SD 74

▲ *Afin de protéger les espaces naturels, l'utilisation des motoneiges fait l'objet d'un encadrement réglementaire strict.*

À l'instar de la circulation des véhicules terrestres à moteur dans les espaces naturels[1], l'utilisation de motoneiges[2] est source de nuisances pour l'environnement (dérangement de la faune particulièrement vulnérable en période hivernale, bruit, pollution…)[3], mais également en matière de tranquillité et de sécurité publiques (risques pour les autres usagers de la nature tels que les randonneurs et skieurs)[4]. Utilisés dans de nombreuses stations de ski à des fins touristiques, ces engins font l'objet d'un encadrement réglementaire strict. Le point sur la situation.

Elsa Woelfli

ONCFS, Direction de la police – Saint-Benoist, Auffargis.

Dès les années 1970, législateur et pouvoir réglementaire ont tenté d'encadrer la circulation motorisée dans les espaces naturels en ciblant prioritairement les milieux particulièrement sensibles, tels que ceux situés en altitude. La directive d'aménagement national *sur la protection et l'aménagement de la montagne*[5], qui distinguait la « montagne » de la « haute-montagne », affirmait que « la haute-montagne constitue une partie importante du patrimoine français de sites et de milieux vivants [qui] ne serait pas reconstituable s'il venait à être par trop dégradé. Il convient donc qu'il en soit fait une utilisation compatible avec la rareté et la fragilité des milieux vivants concernés ». S'agissant des véhicules à moteur, elle comportait une « interdiction de principe de leur utilisation à des fins récréatives en haute-montagne[6] ». Une exception était toutefois prévue pour

1. Voir le précédent numéro de *Faune sauvage*.
2. Le terme générique de « motoneige » est utilisé dans cet article pour désigner les engins conçus pour la progression sur neige.
3. Voir notamment Servoin, F. 1999. La motoneige, un régime juridique à repenser, *Tourisme et droit* n° 4 : 28.
4. Exemple de condamnation d'une société organisant des promenades à motoneige en violation de l'art. L. 362-3 pour homicide involontaire suite à un accident : CA Chambéry 11 oct. 2017, n° 17/568 (la société s'est pourvue en cassation).

5. Directive d'aménagement national du 22 novembre 1977.

6. Lévy-Bruhl, V. 1989. La réglementation de la pratique des sports motorisés en pleine nature. *RJE* n° 2 : 121-159.

« l'usage de la moto tout-terrain » qui « pourra être autorisé dans certaines zones spécialement affectées à ce sport ».

La loi du 9 janvier 1985 *relative au développement et à la protection de la montagne* ne reprend pas ce principe, mais donne aux maires des communes montagnardes la possibilité « d'interdire l'accès de certaines voies ou de secteurs de la commune à diverses catégories de véhicules à des fins de protection de l'environnement ou de la tranquillité publique », possibilité qui sera ensuite généralisée par la loi du 3 janvier 1991 *relative à la circulation des véhicules terrestres dans les espaces naturels*. Cette dernière loi, qui ne se limite plus à l'environnement montagnard, pose un principe d'interdiction de circulation des véhicules à moteur en dehors des voies classées dans le domaine public routier, des chemins ruraux et des voies privées ouvertes à la circulation publique.

Le cas spécifique des motoneiges, chenillettes et autres scooters des neiges est expressément envisagé par la loi qui pose un second principe d'interdiction d'apparence à la fois simple et strict : l'utilisation à des fins de loisirs d'engins conçus pour la progression sur neige (***encadré 1***) est interdite en tous lieux et en tout temps. Principe assorti d'une exception (et, depuis 2014, d'une dérogation concernant le convoyage de clients vers les restaurants d'altitude) : l'interdiction ne concerne pas les terrains ouverts pour la

Encadré 1 • La notion d'engins motorisés conçus pour la progression sur neige

Le terme « engin » est vaste et laisse la porte ouverte à une interdiction des systèmes de progression sur neige de nature équivalente aux motoneiges[1]. Ainsi étaient visés également dans les débats parlementaires pour l'élaboration de la loi du 3 janvier 1991 tous les engins à chenilles, ce que la jurisprudence a par la suite confirmé (quads munis de chenillettes[2], engins de damage[3]…).



1. Pauliat, H. 1992. La réglementation de la circulation dans les espaces naturels. *AJD* n° 1992 : 117.
2. CA Chambéry, 8 juin 2011.
3. CA Chambéry, 22 mai 2002, n° 02437.



▲ *Le lagopède alpin fait partie des espèces susceptibles d'être dérangées par une utilisation incontrôlée des motoneiges.*

pratique de sports motorisés. En pratique, l'application de ces dispositions, codifiées à l'article L. 362-3 du Code de l'environnement, a donné lieu à un important contentieux portant sur l'interprétation de la finalité de l'utilisation des motoneiges (I) et sur les lieux de leur utilisation (II).



▲ *L'emploi de motoneiges par les services de police, de secours ou à des fins d'entretien ne correspond pas à une utilisation à des fins de loisirs.*

I. L'étendue de la finalité d'utilisation des motoneiges à des fins de loisirs

En l'absence de définition textuelle, les contours de la notion d'utilisation à des fins de loisirs se sont essentiellement forgés au fur et à mesure des contentieux et de l'interprétation jurisprudentielle (A). L'insistance de certains professionnels du tourisme contre une interprétation jugée trop sévère en matière de convoyage des clients vers les restaurants d'altitude a fini par aboutir à la création d'une nouvelle dérogation (B).

I-A. Une interprétation jurisprudentielle stricte de la finalité de loisirs

La notion de loisirs doit être interprétée de manière rigoureuse[7]. Pour certaines activités, comme les épreuves ou compétitions de sports motorisés au sens de l'article L. 362-3 du Code de l'environnement[8], la finalité de loisirs ne fait guère de doute. De même, les faits d'« aller dire bonjour à un ami » ou de « prendre des photographies afin de préparer un voyage » correspondent à une utilisation à des fins de loisirs[9].

A contrario, l'exercice de missions de service public, de secours, de sécurité civile et de police ne correspond pas à une utilisation récréative et échappe ainsi à cette prohibition. Cela recouvre notamment l'intervention des secours, des services de police, l'entretien normal des pistes de ski et des remontées mécaniques, ou encore le ravitaillement de refuges de montagne[10].

Contrairement aux refuges, l'exploitation des restaurants d'altitude ne constitue pas une mission de service public par principe[11]. Leur ravitaillement par motoneige est admis dès lors qu'ils ne sont pas desservis par des remontées mécaniques ou par des routes déneigées[12].

Concernant l'utilisation des motoneiges par les propriétaires ou locataires de chalets ou de bâtiments agricoles desservis par des voies communales non déneigées l'hiver, parfois avec l'autorisation tacite ou expresse du maire, doctrine administrative et jurisprudence affirmaient à l'unisson[13] que cela ne relevait pas des exceptions prévues par la loi, « le loisir s'entendant du temps disponible en dehors du travail et des occupations habituelles[14] ». Les autorisations ainsi accordées étaient donc illégales. En l'absence de déneigement des voies, il n'était pas possible de se prévaloir de leur enneigement pour justifier de l'utilisation d'une motoneige. Toutefois, la Cour de cassation a par la suite jugé que « la desserte d'une maison d'habitation servant de résidence principale ou de résidence secondaire n'est pas une utilisation à des fins de loisirs lorsque l'accès par la voie publique est impossible en raison de l'enneigement[15] ».

La pratique du convoyage de clients vers les restaurants et hôtels d'altitude et la location de motoneiges à cette fin, qui, comme pour l'accès de chalets d'habitation ou de résidences secondaires, était souvent avalisée par le maire[16], a quant à elle donné lieu à un important

7. Circulaire (Circ.) du 29 déc. 1993 (abrogée), circ. du 30 nov. 2000 *relative aux conditions d'utilisation des « moto neiges »* (validée dans sa quasi-intégralité par l'arrêt CE 30 déc. 2003 n° 229713), circ. du 6 sept. 2005 *relative à la circulation des quads et autres véhicules à moteur dans les espaces naturels*.
8. Cette dérogation au principe général d'interdiction de circuler dans les espaces naturels ne s'applique donc pas pour les motoneiges.
9. Cour de cassation, chambre criminelle (Cass. crim.) 16 mai 2006 n° 05-86.605 et T. pol. Albertville, 21 avr. 1994.
10. Ces refuges satisfont aux conditions fixées par les art. D. 326-1 et suivant du Code du tourisme et remplissent une fonction « d'intérêt général d'abri ».
11. Rép. min. Q JOAN du 1er février 2005, p. 1083.
12. Par exemple Cass. crim. 3 avril 2001 n° 00-85.546. Selon P. Yolka (Les pistes de ski sont des espaces naturels au sens de la loi n° 91-2 du 3 janvier 1991. Note sous : tribunal de police d'Alberville, 8 novembre 2011, Chevassu. Environnement et développement durable : 36-37. *Env.*, fév. 2012), l'assimilation des restaurants d'altitude aux refuges de montagne est *contra legem*.
13. OAN 3 août 1998 n° 8599, p. 4266, circ. du 30 nov. 2000, CA Chambéry, 18 nov. 1998, n° 98/794.
14. CA Chambéry 18 nov. 1998, n° 98/792.
15. Cass. crim, 26 mars 2002 n° 0187272.
16. Voir par exemple Cass. crim. 23 nov. 1999 n°98-88.010 et Cass. crim. 5 janv. 2000 n° 98-88.011.



© B. Muffat-Joly/ONCFS

contentieux, les professionnels affirmant qu'il s'agissait d'une utilisation à des fins professionnelles. Telle n'est pas la logique dégagée par la jurisprudence[17] et reprise par les circulaires de 2000 et 2005, qui estiment que la loi « ne formule aucune distinction selon la situation personnelle de l'utilisateur. Si le convoyage ou la location de motoneiges présente à l'égard du propriétaire des engins un caractère professionnel puisqu'il peut conditionner la pérennité et le développement de son entreprise, les fins recherchées par le professionnel quel qu'il soit ne peuvent être dissociées de celles directement poursuivies par ses clients. L'activité du premier puise sa raison d'être et sa justification dans les besoins toujours croissants d'expériences et de sensations nouvelles, de détente, de plaisir et d'occupations ludiques des seconds[18] ».

Cela n'a pas empêché certains professionnels, mettant en avant l'argument du développement économique, d'une part, de continuer à louer des motoneiges pour une utilisation à des fins de loisirs et à proposer un convoyage vers les restaurants d'altitude et, d'autre part, de militer en faveur de l'ajout d'une nouvelle dérogation dans la loi[19], ce qu'ils ont fini par obtenir.

I-B. La mise en échec de la jurisprudence par la création d'une dérogation en matière de convoyage de clients vers les restaurants d'altitude

En juillet 2014, la ministre chargée de l'Environnement affirmait sans ambages que l'introduction d'une telle dérogation dans la loi était inenvisageable, invoquant plusieurs arguments en ce sens[20]. Pourtant, quelques mois plus tard, la loi du 20 décembre 2014 *relative à la simplification de la vie des entreprises* a intégré un 4e alinéa à l'article L. 362-3 du Code de l'environnement selon lequel « Par dérogation, le convoyage de la clientèle vers les établissements touristiques d'altitude offrant un service de restauration est autorisé, dans des conditions fixées par décret en Conseil d'État ». Critiqué[21], cet ajout a été complété par un décret du 21 octobre 2016 qui impose des conditions d'application strictes[22], codifié aux articles R. 362-1-1 à R. 362-1-3 du Code de l'environnement. Il définit le restaurant d'altitude comme étant « tout établissement offrant un service de restauration sur place situé au sein d'un domaine skiable au sens de l'article R. 122-8 du Code de l'urbanisme », ce qui vise uniquement le ski alpin à l'exclusion donc du ski de fond. Il exclut également les refuges de montagne.

Le convoyage doit s'effectuer sur des itinéraires définis, qui ne peuvent traverser certains espaces protégés[23] et doivent emprunter « les pistes des domaines skiables, et en priorité les pistes d'entretien, en tenant compte des autres activités, de la sécurité des personnes transportées et du respect de l'environnement, en particulier de la faune et de la flore. Sous ces réserves, l'itinéraire desservant l'établissement correspond au plus court trajet possible et ne comporte pas d'arrêts autres que la desserte de l'établissement. Un itinéraire commun peut desservir plusieurs établissements dans le respect des conditions fixées ».

De plus, le convoyage ne peut être autorisé « que pendant la période hivernale d'exploitation des remontées mécaniques et au sein d'une plage horaire comprise entre l'heure de fermeture des pistes et vingt-trois heures ». La conduite peut être assurée, soit par l'exploitant (et sous sa responsabilité) ou ses salariés, soit par un prestataire contractuel, à l'exclusion des clients.

Tout exploitant qui désire convoyer des clients doit déposer une demande d'autorisation[24] auprès du maire (ou du préfet si les itinéraires concernés sont situés sur le territoire de plusieurs communes). Outre les itinéraires, les périodes et plages horaires, l'autorisation mentionne les engins qui peuvent être utilisés et les moyens de les identifier. L'autorité administrative a aussi la possibilité d'ajouter des prescriptions particulières pour des motifs de sécurité, de protection de l'environnement ou de tranquillité publique (par exemple limiter le gabarit, le niveau sonore et la vitesse de progression des engins, fixer un nombre maximal de soirées autorisées par semaine et de trajets sur une soirée…). Par contre, le décret n'impose ni évaluation environnementale, ni durée de validité pour les autorisations accordées.

Pour l'application du décret, les préfets de plusieurs départements ont adressé des circulaires aux maires des stations de montagne. Tel est le cas en Haute-Savoie, où le préfet engage les maires à suivre voire à compléter les prescriptions édictées par la Commission départementale de la nature, des paysages et des

17. Par exemple Cass. crim. 4 avr. 2013 n° 12-81759, CE 30 déc. 2003, précédemment cité, CA Chambéry 18 nov. 1998. Très peu de décisions ont été rendues en un sens contraire (par exemple CA Grenoble, 21 oct. 2008).

18. CA Chambéry 12 mars 2014, n° 114/14.

19. Gauvin, F. 2002. L'utilisation illicite d'une motoneige : la Cour de cassation au secours des professionnels de la montagne. *La semaine juridique*.

20. Rép. min. JOAN 27 juill. 2014, p. 6540 : « Une telle dérogation aurait des incidences particulièrement néfastes sur l'environnement montagnard. […] La circulation d'engins à moteurs à cette période reviendrait à ne laisser aucun moment de répit à la faune. Une telle dérogation impacterait la tranquillité publique. […]. De plus, elle serait contradictoire avec la pratique actuelle visant à diminuer l'usage de la voiture dans les stations de ski. Enfin, en période nocturne, dans des zones géographiques montagnardes et en période d'enneigement, cela pose des questions de sécurité majeures. […] Les intérêts économiques supposés d'une catégorie de professionnels du tourisme de la montagne ne sauraient être suffisants pour justifier une dérogation à la loi du 3 janvier 1991 dont l'objectif était « d'assurer la protection des espaces naturels ». À cet égard, le non-respect de ce principe par certains professionnels et élus locaux ne peut être retenu comme un argument recevable en faveur d'une nouvelle dérogation. »

21. Yolka, P. 2015. Les bronzés font la loi. *AJDA* : 73 et Barque, F. 2015. Motoneiges et clients des restaurants d'altitude : vers l'indigestion programmée. *SJACT*.

22. Yolka, P. 2017. Transport motorisé de clients des restaurants d'altitude, un « bon » décret après une mauvaise loi. *AJCT*.

23. Cœur de parc national, RNN, RNR, APPB, réserve biologique créée dans une zone identifiée par un document d'aménagement en application des art. L. 212-1 à L. 212-3 C. for. Ni les zones Natura 2000 ni les PNR ne sont visés.

24. Voir art. R. 362-1-3 du Code de l'environnement (C. env.)

sites (CDNPS), dont la consultation est obligatoire, et leur rappelle qu'il leur appartiendra « d'assurer avec la plus grande vigilance le respect des conditions et prescriptions de sécurité fixées par arrêté municipal dans le cadre de *[leur]* pouvoir de police[25] ». Il appartient donc aux maires de faire preuve de fermeté, tant lors de l'instruction face aux insuffisances de certains dossiers de demande d'autorisation[26], que dans le cadre du contrôle du respect des conditions fixées en matière de sécurité.

Le même son de cloche émane de l'autorité judiciaire, certains parquets appelant une réponse ferme, compte tenu de l'importance des enjeux (la poursuite devant le tribunal de police doit être privilégiée)[27]. En outre, cette problématique est intégrée aux plans de contrôles départementaux de la police de l'environnement (***encadré 2***).

La finalité de loisirs est donc interprétée strictement par la jurisprudence, compte tenu de la volonté du législateur d'imposer une interdiction générale d'utilisation récréative des motoneiges, interdiction désormais assortie d'une

25. Circ. du 22 déc. 2016.

26. Voir Yolka, P. 2012. Les pistes de ski sont des environnements naturels, art. cité ; et Neirinck, V. (Mountain Wilderness). Convoyage par motoneige : premiers dossiers en CDNPS. https://www.mountainwilderness.fr/IMG/pdf/cdnps73_convoyage_motoneige.pdf.

27. Instruction du procureur de la République d'Albertville du 9 nov. 2016.

▶ Encadré 2 • Contrôles et sanctions en cas de non-respect de la réglementation sur les motoneiges au titre de la police de l'environnement

Les contrôles et procédures effectués en matière d'utilisation de motoneiges sont réalisés dans le cadre fixé aux articles L. 170-1 et suivants du Code de l'environnement. Les agents effectuent des contrôles de police administrative sur la base des articles L. 171-1 et suivants, ce qui leur permet notamment de vérifier que le conducteur dispose bien d'une autorisation administrative (s'il s'agit de convoyage) et qu'il respecte les conditions imposées.

Lorsqu'une infraction est constatée et dans le cadre de la recherche d'infractions, les inspecteurs de l'environnement font application de leurs pouvoirs de police judiciaire en application des articles L. 172-4 et suivants. Utiliser une motoneige à des fins de loisirs en dehors d'un terrain spécialement aménagé à cet effet est passible d'une peine d'amende contraventionnelle de la 5e classe (1 500 euros maximum), de même qu'effectuer un convoyage de clients sans autorisation ou en ne respectant pas les prescriptions réglementaires.

Tous les ans, des opérations de sensibilisation et de contrôle sont réalisées, notamment dans les départements alpins. Ainsi, par exemple, lors de la saison hivernale 2016-2017 en Savoie, plusieurs infractions ont été relevées (convoyage sans autorisation, non-respect des conditions fixées par les autorisations, itinéraire non respecté, dépassement des créneaux horaires) lors des opérations menées conjointement par les services de l'ONF, du Parc national de la Vanoise et de l'ONCFS. Les manquements ont été instruits en police administrative et/ou en police judiciaire selon les cas.

De même, lors des contrôles réalisés en Haute-Savoie pendant l'hiver 2017-2018, quatre infractions d'utilisation de motoneige à des fins de loisirs ont été relevées, ainsi qu'un convoyage de clients sans autorisation.



© B. Muffat-Joly/ONCFS

▲ *Constat de passage illicite de motoneige en espace naturel.*



© M. Arvin Berod/SD 74

▲ *Les motoneiges n'étant ni homologuées ni immatriculées, elles ne peuvent circuler ni sur les voies ouvertes à la circulation publique, ni dans les espaces naturels.*

dérogation pour le convoyage de clients vers les restaurants d'altitude. Cet encadrement selon la finalité de l'utilisation est couplé avec un encadrement selon le lieu concerné.

II. Les lieux pouvant être fréquentés à motoneige

L'utilisation de motoneiges à des fins de loisirs est proscrite (hors convoyage) en dehors des terrains aménagés pour la pratique des sports motorisés (B). Il en va différemment en cas d'utilisation à des fins autres que de loisirs (A).

II-A. Les lieux pouvant être empruntés en cas d'utilisation à des fins autres que de loisirs

Les motoneiges étant des véhicules à moteur, on pourrait penser que les voies ouvertes à la circulation publique peuvent être empruntées par ces engins s'ils ne circulent pas à des fins de loisirs. Or, il n'en est rien. En effet, une voie ouverte à la circulation publique fermée temporairement en raison de son enneigement ou d'un arrêté de police ne perd pas son statut[28]. Les motoneiges n'étant ni homologuées ni immatriculées, elles ne peuvent circuler ni sur ces voies[29] ni dans les espaces naturels. À ce titre, il a été jugé que les pistes du domaine skiable sont des espaces naturels[30]. La loi ne prévoit pas de marge d'appréciation concernant le caractère « naturel » ou non de l'espace emprunté. Dès lors, l'argumentation liée au défaut de caractère naturel des pistes de ski en ce qu'elles sont travaillées par l'homme et artificielles ne saurait donc être retenue. La loi ne distingue que les voies de circulation des autres espaces, elle ne prévoit pas de catégorie d'espace artificiel ou travaillé par la main de l'homme.

Ainsi, quelle que soit la finalité de l'utilisation des motoneiges, la question de l'ouverture de la voie à la circulation publique est indifférente et les autorités locales comme le maire ne peuvent également aller à l'encontre de cette interdiction en accordant une autorisation de circuler dans les espaces naturels[31]. Toutefois, en application de l'article L. 362-2, l'interdiction de circuler dans les espaces naturels ne s'applique pas aux véhicules utilisés pour remplir une mission de service public ou à des fins professionnelles de recherche, d'exploitation ou d'entretien des espaces naturels, et n'est pas opposable aux propriétaires ou à leurs ayants droit circulant à des fins privées sur leurs terrains. Ainsi, si l'utilisation de motoneiges à des fins de loisirs par les propriétaires ou leurs ayants droit sur leurs terrains est prohibée, dès lors qu'il s'agit d'une finalité autre (exploitation par exemple), ils pourront se déplacer à motoneige uniquement (et paradoxalement) dans les espaces naturels.

28. CE, 30 déc. 2003, précédemment cité.
29. Art. L. 311-1 C. route, rép. min. à Q n° 94242, JOAN 31 oct. 2006, p. 6.
30. Voir Yolka, P. 2012. Les pistes de ski sont des espaces naturels au sens de la loi du 3 janvier 1991. Comm. Tribunal de police d'Albertville, 8 nov. 2011. *Env.* : 36-37.
31. Voir par exemple CE avis section TP 27 fév. 1997, TA Grenoble 17 mai 2011 n° 1003971.

Outre le convoyage des clients, une exception à l'interdiction d'utiliser une motoneige à des fins de loisirs en tout lieu existe concernant les terrains aménagés à cet effet.

II-B. L'utilisation de motoneige à des fins de loisirs sur les terrains aménagés pour la pratique des sports motorisés

L'aménagement de tels terrains est subordonné à la délivrance d'un permis d'aménager par le maire[32]. Il peut être soumis à étude d'impact (procédure du cas par cas) et à évaluation des incidences Natura 2000[33]. En montagne, si la superficie du terrain est supérieure à quatre hectares, il sera aussi soumis à la procédure de création d'unités touristiques nouvelles (UTN) en application de l'article R. 122-8 du Code de l'urbanisme.

Il résulte des dispositions des articles L. 362-1 et L. 362-3 du Code de l'environnement, éclairées par les travaux parlementaires préalables à l'adoption de la loi du 3 janvier 1991, que le législateur a entendu encadrer strictement les conditions dans lesquelles peut être autorisé l'aménagement en zone de montagne de « terrains » pour la pratique de sports motorisés en vue de l'utilisation, à des fins de loisirs, de motoneiges et qu'il a, en particulier, entendu empêcher la création d'itinéraires, mêmes balisés, lesquels ne peuvent être regardés comme des « terrains » au sens de la loi[34]. La notion de « terrain », préférée par le législateur à celle de « circuit » qui aurait pu s'appliquer à un « long itinéraire balisé[35] », renvoie sans ambiguïté à l'idée d'un espace fini, physiquement délimité, constitué d'une parcelle ou d'un ensemble de parcelles d'un seul tenant non coupées par une voie publique, ce qui exclut la possibilité de tracer des parcours ou des itinéraires pour permettre des promenades ou des randonnées individuelles ou collectives dans les espaces naturels[36]. Ainsi, par exemple, des boucles de plusieurs kilomètres destinées à la pratique de la motoneige à des fins de loisirs, autour d'espaces de centaines d'hectares, dans des zones demeurées essentiellement naturelles, empruntant des pistes situées sur des domaines skiables ou des itinéraires balisés utilisés par les engins de damage et d'entretien des pistes sur le domaine skiable après la fermeture des pistes, constituent des itinéraires balisés et non des terrains[37]. Le terrain aménagé doit être réservé exclusivement à cette activité, qui n'est pas compatible avec une utilisation simultanée pour d'autres catégories d'activités individuelles ou collectives comme le ski, la luge, la randonnée, etc. La notion même de terrain strictement délimité ne permet pas d'autoriser la pratique des sports motorisés sur les pistes de ski de fond[38]. La location d'engins ou le transport de clients pour des randonnées motorisées en dehors de terrains aménagés ou du convoyage vers des restaurants d'altitude tombent donc sous le coup de l'interdiction de l'utilisation à des fins de loisirs, et aucune autorisation particulière ne peut légaliser ces pratiques[39].


© B. Muffat-Joly/ONCFS

▲ *L'utilisation de motoneige à des fins de loisirs n'est possible que sur les terrains ayant fait l'objet d'un permis d'aménager et non sur de simples circuits ou itinéraires (comme ici).*

Conclusion

L'utilisation de motoneiges à des fins de loisirs est encadrée par un principe d'interdiction stricte, précisé par une jurisprudence essentiellement en adéquation avec la volonté du législateur. Toutefois, les difficultés d'application de cette réglementation et l'instauration d'une nouvelle dérogation en fragilisent la portée, cela alors même que la montagne « doit répondre aux défis du changement climatique, permettre la reconquête de la biodiversité et préserver la nature et les paysages[40] ». ●

32. Art. R. 421-19 du Code d'urbanisme.
33. En cas d'inscription sur la liste locale au titre de l'art. L. 414-4 III du C. env ou au titre du IV bis.
34. CE, 5 nov. 2014, n° 365121.
35. Yolka, P. 2008. Les terrains ouverts aux motoneiges. *Env*.
36. Circ. 30 nov. 2000, précédemment citée.
37. Par exemple CE, 5 nov. 2014, préc. cit. CAA Lyon, 6 décembre 2011, n° 10LY01966, TA Grenoble, 3 oct. 2017, n° 1502070.
38. Circ. 30 nov. 2000, précédemment citée.
39. Voir par exemple TA Grenoble, 27 septembre 2007, n° 0701269.
40. Loi du 28 déc. 2016 de modernisation, de développement et de protection des territoires de montagne, art. 1.

ABONNEMENT

Faune sauvage

Bulletin technique et juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage

Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage

Bulletin d'abonnement et règlement à adresser à :
ONCFS - Agence comptable – Abonnement *Faune sauvage* - règlement
BP 20 – 78612 LE PERRAY EN YVELINES

		France métropolitaine et Monaco		Pays de l'Union Européenne		Martinique, Guadeloupe, Réunion et Corse		Guyane, Mayotte	Autre [1]
	HT	TVA 5,5 %	TTC	TVA 5,5 %	TTC	TVA 2,1 %	TTC		
Abonnement annuel (4 numéros - parution trimestrielle)									
Particuliers	18,96 €	1,04 €	20,00 €	1,04 €	20,00 €	0,40 €	19,36 €	18,96 €	22,00 €
Étudiants *(sur justificatif)*	14,22 €	0,78 €	15,00 €	0,78 €	15,00 €	0,30 €	14,52 €	14,22 €	15,00 €
Adhérents à une association de jeunes chasseurs *(sur justificatif)*	14,22 €	0,78 €	15,00 €	0,78 €	15,00 €	0,30 €	14,52 €	14,22 €	-
Organismes divers et entreprises	18,96 €	1,04 €	20,00 €	-	-	0,40 €	19,36 €	18,96 €	22,00 €
Organismes divers et entreprises des pays de l'Union Européenne :									
avec n° de TVA intracommunautaire	18,96 €	-	-	Exonération = 18,96 €		-	-	-	
sans n° de TVA intracommunautaire	18,96 €	-	-	1,04 €	20,00 €	-	-	-	-
Abonnement de 2 ans (8 numéros - parution trimestrielle)									
Particuliers	36,02 €	1,98 €	38,00 €	1,98 €	38,00 €	0,76 €	36,78 €	36,02 €	40,00 €
Étudiants *(sur justificatif)*	26,54 €	1,46 €	28,00 €	1,46 €	28,00 €	0,56 €	27,10 €	26,54 €	28,00 €
Adhérents à une association de jeunes chasseurs *(sur justificatif)*	26,54 €	1,46 €	28,00 €	1,46 €	28,00 €	0,56 €	27,10 €	26,54 €	-
Organismes divers et entreprises	36,02 €	1,98 €	38,00 €	-	-	0,76 €	36,78 €	36,02 €	40,00 €
Organismes divers et entreprises des pays de l'Union Européenne :									
avec n° de TVA intracommunautaire	36,02 €	-	-	Exonération = 36,02 €		-	-	-	
sans n° de TVA intracommunautaire	36,02 €	-	-	1,98 €	38,00 €	-	-	-	-

[1] Pays hors Union Européenne, Andorre et Collectivités d'outre-mer (St-Pierre-et-Miquelon, St-Barthélémy, St-Martin, Nouvelle-Calédonie, Wallis-et-Futuna et la Polynésie française).

Raison sociale ....

....

Nom .... **Prénom** ....

Votre n° TVA intracommunautaire ....

Adresse complète ....

....

....

Téléphone .... **E-mail** ....

Souscrit .... **abonnement**(s) à la revue *Faune sauvage* pour : **1 an** (4 numéros) ❑
2 ans (8 numéros) ❑

au **prix total de** .... €

Paiement par : chèque ❑ virement ❑
Désire recevoir une facture oui ❑ non ❑

Date :

Signature

Pièce à joindre : **chèque** à l'ordre de l'Agent comptable de l'ONCFS
ou **règlement par virement bancaire**, à l'Agent Comptable de l'ONCFS :
Domiciliation : TP Versailles
Code banque : 10071 – Code guichet : 78000 – N° de compte : 00001004278 – Clé RIB : 58
IBAN : FR76 1007 1780 0000 0010 0427 858 – BIC : TRPUFRP1

N° identification TVA : FR67180073017 – N° SIRET : 18007301700014 – Code APE : 8413Z







Le magazine Faune sauvage

apporte à ses lecteurs le fruit de l'expérience et de la recherche de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage en matière de faune sauvage, de gestion des espèces et d'aménagement des milieux.

Contacts www.oncfs.gouv.fr

Directions

Direction générale
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
direction.generale@oncfs.gouv.fr

Division du permis de chasser
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 54 72
permis.chasser@oncfs.gouv.fr

Direction des ressources humaines
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
drh@oncfs.gouv.fr

Division de la formation
Centre de formation du Bouchet
45370 Dry
Tél. : 02 38 45 70 82 – Fax : 02 38 45 93 92
drh.formation@oncfs.gouv.fr

Direction de la police
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 83
police@oncfs.gouv.fr

Direction de la recherche et de l'expertise
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67
dre@oncfs.gouv.fr

Direction des affaires financières
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 60
daf@oncfs.gouv.fr

Direction des systèmes d'information
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 60
dsi.info@oncfs.gouv.fr

Missions auprès du directeur général

Cabinet
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
cabinet@oncfs.gouv.fr

Communication
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 44 15 17 04
comm.secretariat@oncfs.gouv.fr

Guichet juridique – Direction de la police
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 83
police.@oncfs.gouv.fr

Actions internationales et Outre-mer
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
mai@oncfs.gouv.fr

Inspection générale des services
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17
igs.charge-mission@oncfs.gouv.fr

Contrôle de gestion
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 21 – Fax : 01 30 46 60 60
sandrine.letellier@oncfs.gouv.fr

Agence comptable
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 41 80 72
agence.comptable@oncfs.gouv.fr

Délégations régionales et interrégionales

Grand-Est
41-43, route de Jouy
57160 Moulins-lès-Metz
Tél. : 03 87 52 14 56 – Fax : 03 87 55 97 24
dr.nord-est@oncfs.gouv.fr

Nouvelle Aquitaine
66, Zone Industrielle
40110 Morcenx

Auvergne-Rhône-Alpes
12, rue Gutenberg
63100 Clermont-Ferrand
Tél. : 04 73 16 25 90 – Fax : 04 73 16 25 99
dr.auvergne-rhone-alpes@oncfs.gouv.fr

Bourgogne-Franche-Comté
57, rue de Mulhouse
21000 Dijon
Tél. : 03 80 29 42 50
dr.bourgogne-franchecomte@oncfs.gouv.fr

Bretagne – Pays de la Loire
Parc d'affaires La Rivière – Bât. B
8, boulevard Albert Einstein – CS 42355
44323 Nantes Cedex 3
Tél. : 02 51 25 07 82 – Fax : 02 40 48 14 01
dr.bretagne-paysdeloire@oncfs.gouv.fr

Centre – Val de Loire – Île-de-France
Cité de l'Agriculture
13, avenue des Droits de l'Homme
45921 Orleans Cedex
Tél. : 02 38 71 95 56 – Fax : 02 38 71 95 70
dr.centre.iledefrance@oncfs.gouv.fr

Occitanie
18, rue Jean Perrin
Actisud Bâtiment 12
31100 Toulouse
Tél. : 05 62 20 75 55 – Fax : 05 62 20 75 56
dr.occitanie@oncfs.gouv.fr

Hauts-de-France – Normandie
Rue du Presbytère
14260 Saint-Georges-d'Aunay
Tél. : 02 31 77 71 11 – Fax : 02 31 77 71 72
dr.nord-ouest@oncfs.gouv.fr

Provence-Alpes-Côte d'Azur – Corse
6, avenue du Docteur Pramayon
13690 Graveson
Tél. : 04 32 60 60 10 – Fax : 04 90 92 29 78
dir.paca-corse@oncfs.gouv.fr

Outre-mer
44, rue Pasteur – BP 10808
97338 Cayenne Cedex
Tél. : 05 94 27 22 60 – Fax : 05 94 22 80 64
dr.outremer@oncfs.gouv.fr

Unités de recherche et d'expertise rattachées à la Direction de la recherche et de l'expertise (DRE)

Unité Avifaune migratrice
Station biologique de la Tour du Valat
Le Sambuc
13200 Arles
Tél. : 04 90 97 27 90 – Fax : 04 90 97 27 88
uniteam@oncfs.gouv,fr

Unité Ongulés sauvage
1, place Exelmans
55000 Bar-le-Duc
Tél. : 03 29 79 97 82 – Fax : 03 29 79 97 86
unitecs@oncfs.gouv.fr

Unité Petite Faune sédentaire
Les Portes du Soleil
147, route de Lodève
34990 Juvignac
Tél. : 04 67 10 78 04 – Fax : 04 67 10 78 03
unitefm@oncfs.gouv.fr

Unité Prédateurs-Animaux déprédateurs
5, allée de Bethléem – ZI Mayencin
38610 Gières
Tél. : 04 76 59 13 29
unitepad@oncfs.gouv.fr

Unité sanitaire de la faune
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67
usf@oncfs.gouv.fr

Centre de documentation
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 25 – Fax : 01 30 46 60 67
doc@oncfs.gouv.fr

BMI Cites Capture

34, avenue Maunory – Porte A
41000 Blois
Tél. : 02 54 87 05 82 – Fax : 02 54 87 05 90
dp.bmi-cw@oncfs.gouv.fr

Principales stations d'études

Ain
Montfort
01330 Birieux
Tél. : 04 74 98 19 23 – Fax : 04 74 98 14 11
dombes@oncfs.gouv.fr

Hautes-Alpes
Micropolis – La Bérardie
Belle Aureille
05000 Gap
Tél. : 04 92 51 34 44 – Fax : 04 92 51 49 72
gap@oncfs.gouv.fr

Haute-Garonne
Impasse de la Chapelle
31800 Villeneuve-de-Rivière
Tél. : 05 62 00 81 08

Isère
5, allée de Bethléem – ZI Mayencin
38610 Gières
Tél. : 04 76 59 13 29
unitepad@oncfs.gouv.fr

Loire-Atlantique
Parc d'affaires la Rivière – Bât. B
8, boulevard Albert Einstein – CS 42355
44323 Nantes Cedex 3
Tél. : 02 51 25 03 90 – Fax : 02 40 48 14 01
uniteam@oncfs.gouv.fr

Meuse
1, place Exelmans
55000 Bar-le-Duc
Tél. : 03 29 79 97 82 – Fax : 03 29 79 97 86
unitecs@oncfs.gouv.fr

Bas Rhin
Au bord du Rhin
67150 Gerstheim
Tél. : 03 88 98 49 49 – Fax : 03 88 98 43 73
gerstheim@oncfs.gouv.fr

Haute-Savoie
90, impasse « Les Daudes »
74320 Sevrier
Tél. : 04 50 52 65 67 – Fax : 04 50 52 48 11
sevrier@oncfs.gouv.fr

Yvelines
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67
dre@oncfs.gouv.fr

Deux Sèvres
Station de Chizé – Carrefour de la Canauderie
79360 Beauvoir-sur-Niort
Tél. : 05 49 09 74 12 – Fax : 05 49 09 68 80
chize@oncfs.gouv.fr

Vendée
Chanteloup
85340 Île-d'Olonne
Tél. : 02 51 95 86 86 – Fax : 02 51 95 86 87
chanteloup@oncfs.gouv.fr

Faune sauvage

Dans votre prochain numéro

N° 321

Spécial Espèces exotiques envahissantes : réglementation, prévention, détection, lutte et gestion













Passionnés de nature,
gestionnaires cynégétiques,
retrouvez *Faune sauvage*
et encore plus d'informations
sur www.oncfs.gouv.fr

Découvrez aussi :

- **les actualités** nationales et régionales ;
- **les pages** des réseaux de correspondants ;
- **les rubriques** Études et Recherche…

et les précédents numéros de ***Faune sauvage***…

Inscrivez-vous à la lettre d'information sur www.oncfs.gouv.fr

Office National
de la Chasse
et de la Faune Sauvage

Les publications de l'ONCFS

Pour commander

- www.oncfs.gouv.fr/Documentation-ru1
- Service documentation – Tél. : 01 30 46 60 25

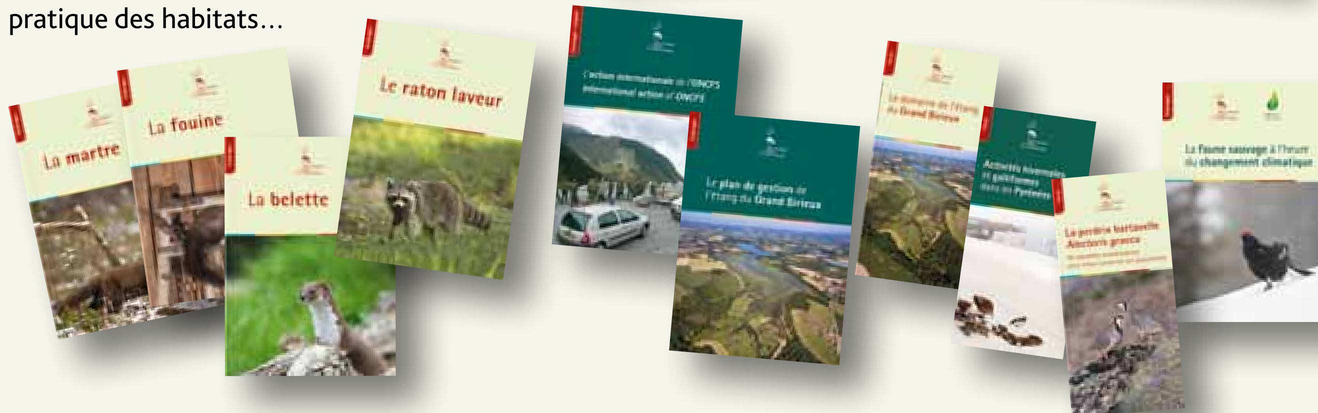
Le magazine *Faune sauvage*

Un outil pratique apportant à ses lecteurs le fruit de l'expérience et de la recherche de l'Office en matière de faune sauvage, de gestion des espèces et d'aménagement des milieux.



Des dépliants

sur les espèces, la gestion pratique des habitats…



Des brochures

sur les espèces, les habitats et les informations cynégétiques.





La revue scientifique en ligne *Wildlife Biology*

L'ONCFS participe à l'édition de *Wildlife Biology*, une revue gratuite en ligne (*open-access*) qui traite de la gestion et de la conservation de la faune sauvage et de ses habitats, avec une attention particulière envers les espèces gibiers.

www.wildlifebiology.com

ONCFS – Mission communication
85 bis avenue de Wagram – 75017 Paris